Direction générale des eaux intérieures Région du Québec

Inland Waters Directorate Quebec Region

Environnement Canada

Environment Canada

Environnement Canada
Direction générale des eaux intérieures
Région du Québec

Environment Canada
Inland Waters Directorate
Quebec Region

SUBSTANCES TOXIQUES DANS LES SÉDIMENTS DU LAC SAINT-FRANCOIS (FLEUVE SAINT-LAURENT, QUÉBEC)

Harm Sloterdijk

Canada
1985

AVANT-PROPOS

Les résultats ont été cartographiés afin de montrer la distribution spatiale des paramètres étudiés dans le lac Saint-François. Le format de ces cartes n'a pas permis de les placer a travers le texte. Pour cette raison elles ont été placées a la fin du rapport.

RESUME

Ce rapport présente les résultats d'un relevé de sédiments de fond au lac Saint-François. Ce lac est formé par le tronçon supérieur du fleuve Saint-Laurent au Québec. Environ cent stations ont été utilisées pour déterminer la distribution du mercure et des PCB/OC dans le lac. Des sédiments d'environ trente stations ont été aussi analysés pour les PAH, tandis que dix échantillons ont été analysées pour les chlorobenzènes, le pentachlorophénol et les PBB. Seulement le mercure, les PCB et les PAH ont été retrouvés à des concentrations significatives. Le lac Ontario, le tronçon international du fleuve Saint-Laurent et Cornwall, ont été identifiées comme apports de substances toxiques au lac.

ABSTRACT

This reports presents the results of a bottom sediment survey carried out in Lake St.Francis. This lake is formed by the upper stretch of the St.Lawrence River in Quebec. About a hundred stations have been used to determine the distribution of mercury and PCB/OC in this lake. Sediments of about thirty stations have also been analysed for PAH's, while ten samples were analysed for chlorobenzenes, pentachlorophenol and PBB's. Only mercury, PCB's and PAH's were found at significant concentrations. Lake Ontario, the international section of the St.Lawrence River and Cornwall have been identified as contributors of toxic chemicals to the lake.

REMERCIEMENTS

J'aimerais remercier toutes les personnes qui ont collaboré à ce projet. Malheureusement elles sont trop nombreuses pour toutes les nommer. Cependant, je voudrais exprimer ma gratitude aux personnes suivantes:

- Mario Janson, qui a échantillonné une grande partie des stations et participé à la préparation de ce rapport;
- Yvon Durette et John Myke qui ont contribué à la localisation par tellurométrie et à l'échantillonnage des stations se trouvant "au large";
- le personnel (permanent et temporaire) de la Direction générale des eaux intérieures à Longueuil qui a participé à l'échantillonnage; le personnel du laboratoire de la qualité de l'eau qui a effectué la plupart des analyses;
- Denis Labonté et Michel Richard pour la préparation des cartes;
- François Lavoie qui a contribué beaucoup à ce rapport dans la préparation et du traitement des données et des histogrammes;
- Lucie Morency et Marie Auclair pour la dactylographie du rapport.

TABLE DES MATIERES

	Page
AVANT-PROPOS	iii
RESUME	iv
ABSTRACT	iv
REMERCIEMENTS	v
TABLE DES MATIERES	vi
LISTE DES FIGURES	vii
LISTE DES TABLEAUX	x
SOMMAIRE D'ETUDE	1
STUDY SUMMARY	3
1. INTRODUCTION	5
2. LE TERRITOIRE	9
3. METHODOLOGIE	13
3.1 Localisation des stations	15
3.2 Prélèvement des échantillons	15
3.3 Paramètres analysés	16
3.4 Traitement des données	19
4. RESULTATS ET DISCUSSION	21
4.1 Sommaire des résultats	23
4.2 Granulométrie	26
4.3 Carbone et azote	30
4.4 Mercure (Hg)	37
4.5 Biphényles polychlorés (PCB)	41
4.6 DDT et métabolites	45
4.7 Mirex et autres pesticides organochlorés	47
4.8 Hydrocarbures polyaromatiques (PAH)	48
4.9 Chlorobenzènes, pentachlorophénol et biphényles polybromés (PBB)	61
5. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	63
BIBLIOGRAPHIE	67
ANNEXE	75

LISTE DES FIGURES

		PAGE
Figure 1:	Localisation du lac Saint-François	12
*Figure 2:	Localisation des stations d'échantillonnage de sédiments du lac Saint-François (1979-81).	
Figure 3:	Histogramme de fréquence des fractions d'argile-limon (%) et de gravier-sable (%) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).	29
*Figure 4:	Constitution de la granulométrie des sédiments prélevés dans le lac Saint-François (1979-81).	31
Figure 5:	Histogramme de fréquence des fractions de carbone total (%) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).	32
Figure 6:	Histogramme de fréquence des fractions de carbone organique (%) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).	32
*Figure 7:	Pourcentage en carbone organique des sédiments prélevés dans le lac Saint-François (1979-81).	*
Figure 8:	Histogramme de fréquence des fractions d'azote total (%) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).	34
*Figure 9:	Pourcentage en azote total des sédiments prélevés dans le lac Saint-François (1979-81).	*
Figure 10:	Histogramme de fréquence du rapport carbone organique sur azote total des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).	36
*Figure 11:	Rapports du carbone organique sur l'azote total des sédiments prélevés dans le lac Saint-François (1979-81).	*
Figure 12:	Histogramme de fréquence des teneurs en Hg (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).	38
*Figure 13:	Teneurs en Hg (ng/g) des sédiments prélevés dans le lac Saint-François (1979-81).	*

		PAGE
*Figure 14:	Teneurs en Hg normalisées des sédiments prélevés dans le lac Saint-François (1979-81).	*
Figure 15:	Histogramme de fréquence des concentrations en PCB (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).	42
*Figure 16:	Teneurs en PCB (ng/g) des sédiments prélevés dans le lac Saint-François (1979-81).	*
*Figure 17:	Teneurs en PCB (ng/g) normalisées des sédiments prélevés dans le lac Saint-François (1979-81).	*
*Figure 18:	Teneurs en DDT total (ng/g) des sédiments prélevés dans le lac Saint-François (1979-81).	*
Figure 19:	Histogramme de fréquence des concentrations en PAH total (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).	50
Figure 20:	Histogramme de fréquence des concentrations en Benz(a)anthracène (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).	51
Figure 21:	Histogramme de fréquence des concentrations en Benz(b)fluoranthène (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).	52
Figure 22:	Histogramme de fréquence des concentrations en Indéno(1,2,3-cd)pyrène (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).	53
Figure 23:	Histogramme de fréquence des concentrations en Anthracène+Phénanthracène (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).	54
Figure 24:	Histogramme de fréquence des concentrations en Fluoranthène (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).	55
Figure 25:	Histogramme de fréquence des concentrations en Benzo(k)fluoranthène (ng/g) des sédiments dans le lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).	56

PAGE

Figure 26: Histogramme de fréquence des concentrations en Benzo(ghi)perylène (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81). 57

*Figure 27: Teneurs en PAH total (ng/g) des sédiments prélevés dans le lac Saint-François (1979-81). *

*Figure 28: Teneurs en Benz(a)anthracène (ng/g) des sédiments prélevés dans le lac Saint-François (1979-81). *

*Figure 29: Teneurs en Benz(b)fluoranthène (ng/g) des sédiments prélevés dans le lac Saint-François (1979-81). *

*Figure 30: Teneurs en Indéno(1,2,3-c,d)pyrène (ng/g) des sédiments prélevés dans le lac Saint-François (1979-81). *

*Figure 31: Teneurs en Anthracène+Phénanthracène (ng/g) des sédiments prélevés dans le lac Saint-François 1979-81. *

*Figure 32: Teneurs en Fluoranthène (ng/g) des sédiments prélevés dans le lac Saint-François (1979-81). *

*Figure 33: Teneurs en Benzo(k)fluoranthène (ng/g) des sédiments prélevés dans le lac Saint-François (1979-81). *

*Figure 34: Teneurs en Benzo(g,h,i)pérylène (ng/g) des sédiments prélevés dans le lac Saint-François. (1979-81). *

* Ces figures se trouvent à la fin du rapport, parce que leur format permet difficilement de les placer à travers le texte.

LISTE DES TABLEAUX

		PAGE
Tableau 1:	Liste des composés compris dans le groupe des PCB/OC, avec leur limite de détection (a: laboratoire d'Environnement Canada à Longueuil; b: laboratoire privé "Novalab" à Montréal).	17
Tableau 2:	Liste des composés compris dans les groupes des hydrocarbures polyaromatiques (PAH) et des chlorobenzènes (CB).	18
Tableau 3:	Valeurs médianes, minimales et maximales des différents paramètres analysés pour les sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81); les données brutes se trouvent en annexe.	24
Tableau 4:	Valeurs médianes minimales et maximales des résultats analytiques pour les PAH (30 stations) et les chlorobenzènes (10 stations).	25
Tableau 5:	Matrice de corrélation entre la granulométrie, le carbone organique, l'azote total, le mercure et les PCB (n = 98).	27
Tableau 6:	Fréquences des concentrations en DDT total dans les sédiments prélevés aux 98 stations du lac Saint-François pour les années 1979 à 1981.	46
Tableau 7:	Comparaison entre les teneurs (ng/g) de PAH obtenues par notre étude et celles de l'étude nationale.	59

SOMMAIRE D'ETUDE

Le lac Saint-François est formé par un élargissement du fleuve Saint-Laurent après son entrée au Québec à la hauteur de Cornwall. Ce lac est potentiellement un des plans d'eau le plus contaminés au Québec. Des relevés de sédiments de fond ont été effectués en 1979, 1980 et 1981 à environ cent stations, afin d'évaluer le rôle du lac comme aire de dépot pour les substances toxiques. Les premiers 3-4 cm ont été analysés pour la granulométrie, le carbone total et organique, le mercure et les PCB/OC. Des sédiments à environ trente stations ont été aussi analysées pour les PAH, tandis que dix échantillons ont été analysées pour les chlorobenzènes, le pentachlorophénol et les PBB.

Nous n'avons pas détecté de PBB ni de pentachlorophénol, alors que la plupart des valeurs pour les chlorobenzènes étaient près de la limite de détection (1 ng/g). Nous avons retrouvé des PAH à des concentrations significatives, jusqu'à environ 1000 ng/g (composés individuels). Le DDT total, l'HCB et le chlordane atteignaient des concentrations maximales de 17, 13 et 5 ng/g, respectivement. Le mirex était présent à quelques stations, la concentration maximale étant 3,3 ng/g. Les concentrations de PCB variaient entre 1 et 1900 ng/g, avec une médiane de 170 ng/g, alors que les concentrations de Hg se trouvaient entre 1 à 1474 ng/g, avec une médiane de 134 ng/g.

Le patron de distribution spatiale indique des concentrations élevées de PCB le long de la rive sud, tandis que les concentrations de mercure étaient élevées le long de la rive nord. Il semble que l'impact du lac Ontario soit moins marqué que celui des sources locales, telles Cornwall (Hg) et les tributaires new-yorkais du tronçon international du fleuve Saint-laurent (PCB). Cependant, la présence de mirex et des concentrations généralement élevées de PCB indiquent bien un transport significatif à partir du lac Ontario.

La granulométrie suggère que le lac Saint-François est caractérisé plus par des conditions fluviales que lacustres, le sable étant la fraction la plus importante. Par conséquent, le lac n'agit pas comme une aire d'accumulation de contaminants; une fraction significative des substances toxiques serait transportée à travers le système vers la région de Montréal.

STUDY SUMMARY

Lake St.Francis is formed by a widening of the St.Lawrence River after entering the Quebec Province near Cornwall (Ontario), and is potentially one of the most contaminated waterbodies in Quebec. In order to determine whether the lake acts as a sink for toxic substances coming from Lake Ontario and the international section of the St.Lawrence River, a bottom sediment survey was carried out in 1979, 1980 and 1981 at about a hundred stations. The first 3-4 cm., were analysed for particle size, total and organic carbon, mercury and PCB/OC. Sediments of about thirty stations were also analyzed for PAH's, while ten samples were analyzed for chlorobenzenes, pentachlorophenol and PBB's.

PBB's and pentachlorophenol were not detected, while most chlorobenzenes were close to detection levels (1 ng/g). PAH's were found at significant concentrations, up to about 1000 ng/g (individual compounds). Total DDT, HCB and chlordane were found at concentrations up to 17, 13 and 5 ng/g, respectively. Mirex was detected at a few stations, the maximum concentration being 3.3 ng/g. PCB concentrations varied between 1 and 1900 ng/g, with a median of 170 ng/g, while Hg concentrations were between 1 and 1474 ng/g, with a median of 134 ng/g.

The distribution pattern for PCB's indicate high concentrations along the southshore, while mercury concentrations were high along the northshore. It seems that Lake Ontario has much less an impact than local sources such as Cornwall (Hg) and the New York tributaries of the international section of the St.Lawrence River (PCB's). However, the presence of mirex and generally high levels of PCB's does indicate a significant transport from lake Ontario.

Particle size distribution suggests that Lake St.Francis is governed more by fluvial than lacustrine conditions, sand being the predominant fraction. Consequently, the lake does not form a contaminant sink, and a significant fraction of the toxic substances will move through the system and out towards the Montreal area.

INTRODUCTION

1. INTRODUCTION

Des études, réalisées par le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent (CESL, 1978), ont démontré que le lac Saint-François est un des plans d'eau les plus contaminés par les substances toxiques au Québec. Sloterdijk (1977) a rapporté des teneurs très élevées de Hg et de PCB dans la chair des poissons capturés dans ce lac, alors que Sérodes (1978) a trouvé des concentrations élevées de Hg dans les sédiments.

Il a été bien établi par la Commisssion mixte international (CMI) que certains des Grands Lacs, surtout le lac Ontario, sont très contaminés par les substances toxiques. Le lac Saint-François reçoit ses eaux du lac Ontario par l'entremise du tronçon international du fleuve Saint-Laurent. Ce tronçon et ses tributaires drainent une région hautement industrialisée. On estime que ces apports ont un impact majeur sur le lac Saint-François, d'autant plus que le périmètre du lac n'est pas industrialisé ou urbanisé.

Pour évaluer le degré de contamination par les substances toxiques dans le milieu aquatique, on a souvent recours aux études sédimentologiques (Sly et al., 1981). Ces études sédimentologiques sont particulièrement utiles dans l'évaluation du degré et de l'étendue de la contamination, surtout lorsqu'il s'agit de produits persistants tels que le mercure et les PCB. Les sédiments en suspension forment un des mécanismes principaux de transport des contaminants dans les bassins hydrographiques (Allan, 1979). Une diminution de courant, par exemple, lorsqu'une rivière se déverse dans un lac, permet à la plupart des particules de se sédimenter. De cette façon, les lacs constituent une aire de dépot et d'accumulation pour les contaminants provenant du bassin de drainage en amont. De plus, l'augmentation de la teneur en sédiments fins s'accompagne d'un accroissement de la teneur en contaminants.

Afin d'évaluer le rôle du lac Saint-François comme aire de dépôt pour les substances toxiques provenant du lac Ontario, des relevés de sédiments ont été effectué en 1979, 1980 et 1981. Puisque les répercussions de la présence des substances toxiques (persistance, bioaccumulation, écotoxicité) se manifestent surtout dans ces zones d'accumulation ou de dépot, nous avons aussi voulu déterminer l'étendue et le degré de la contamination des sédiments dans cette partie du fleuve. Ce rapport présente donc les résultats de cette étude.

LE TERRITOIRE

2. DESCRIPTION DU TERRITOIRE (tiré partiellement de CESL (1978) et de Gravel et Pageau (1976))

Le lac Saint-François est formé par un élargissement du fleuve Saint-Laurent après son entrée au Québec (figure 1). Il reçoit les eaux des Grands Lacs et du tronçon international du fleuve Saint-Laurent, qui drainent un des bassins les plus industrialisés en Amérique du Nord.

Le lac forme un réservoir de 233 km^2, dont les variations de niveau ne dépasse pas 0,4 m au cours de l'année (moyennes mensuelles). Des barrages se trouvant en amont et en aval du lac sont responsables de cette régularisation.

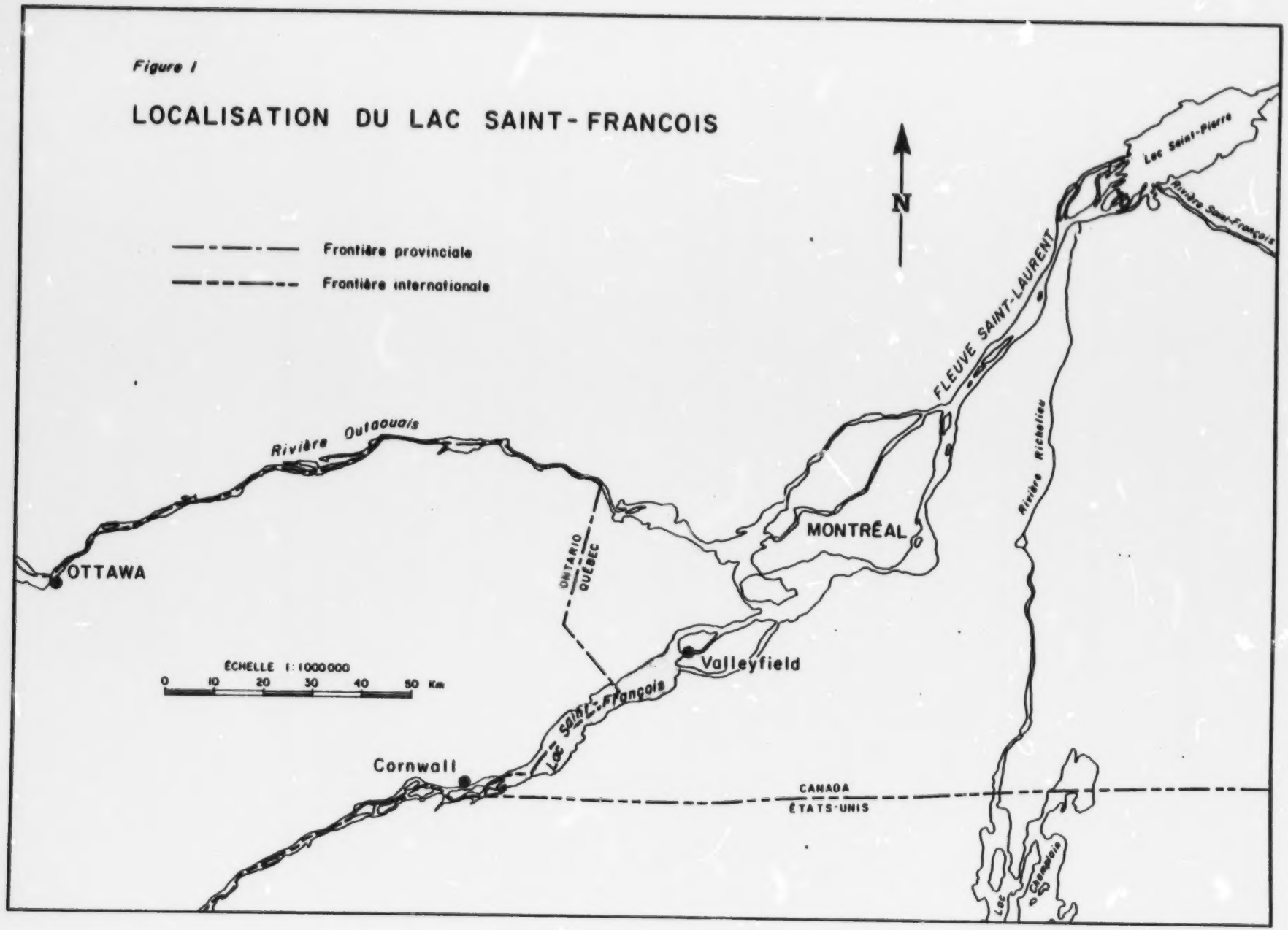
Le lac Saint-François a été partiellement canalisé afin de prolonger la voie maritime jusqu'aux Grands Lacs, ce qui modifie grandement la répartition des courants. Il n'y a pas de stratification thermique et les eaux se renouvellent régulièrement. Il y a un centre urbain et industriel à chaque extrémité du lac: Cornwall en Ontario et Valleyfield au Québec.

Le reste du périmètre inclut quelques villages et des terres agricoles. Par conséquent, les tributaires du lac drainent essentiellement une région agricole sans centres urbains et industriels. Des canaux artificiels drainent en partie des marécages qui se trouvent en bordure du lac.

Le lac Saint-François se déverse dans le lac Saint-Louis par l'intermédiaire du canal de Soulanges, du canal de Beauharnois ainsi que par les deux bras entourant l'île de Salaberry. Cependant, la majeure partie du débit total passe par le canal de Beauharnois.

Figure 1

LOCALISATION DU LAC SAINT-FRANCOIS



METHODOLOGIE

3. METHODOLOGIE

3.1 Localisation des stations

La localisation approximative des stations d'échantillonnage se trouve à la figure 2*. En général, les stations se trouvant près des rives, des îles ou d'autres points de repère fixes ont été repérées visuellement, en utilisant une boussole et la méthode de triangulation sur les cartes hydrographiques.

Toutefois, les stations éloignées des rives et d'autres points de repère ont été localisées par tellurométrie et rapportées sur les cartes hydrographiques. Nous avons utilisé des telluromètres MRB 201, tels que décrit par Durette et Zrymiak (1978).

3.2 Prélèvement des échantillons

Les sédiments ont été prélevés au moyen d'une benne "Ekman" (15 X15 cm) à partir d'une embarcation de 5 m, lorsqu'il s'agissait des stations relevées visuellement. Les autres stations, localisées par tellurométrie, ont été échantillonnées au moyen d'une benne "Shipek" (volume de 6600 cm^3) à partir d'un bateau de 10 m, propulsé au moyen de jets et équipé d'un treuil et d'une grue.

La couche superficielle (les 3 à 4 premiers centimètres) des sédiments a été conservée pour former l'échantillon et mis dans les contenants appropriés(en métal lorsque destinés aux analyses organiques, en plastique lorsque destinés aux analyses inorganiques et physiques). Les échantillons ont été gardés congelés jusqu'à leur analyse.

* Comme indiqué à l'avant-propos, cette figure se trouve en annexe.

3.3 Paramètres analysés

Les sédiments ont été analysés par le laboratoire d'Environnement Canada à Longueuil (Québec) pour les paramètres suivants: granulométrie, carbone total et organique, azote total, mercure et PCB/OC. Toutefois, un laboratoire privé (Novalab Ltée.) a effectué des analyses de PCB/OC sur une partie des échantillons (voir tableau de données brutes en annexe). Les PCB/OC comprennent les byphényles polychlorés (PCB ou BPC) et les pesticides organochlorés (OC) énumérés au tableau 1. De plus, des sédiments de trente stations ont été analysées par le laboratoire privé (Novalab Ltée) à Montréal pour les hydrocarbures polyaromatiques (PAH ou HPA), tandis que dix échantillons ont été analysés par le même laboratoire pour les chlorobenzènes (CB), le pentachlorophenol (PCP) et les biphényles polybromés (PBB ou BPB) (tableau 2). Les analyses chimiques ont été effectuées sur les échantillons humides, excepté dans le cas du carbone et de l'azote où les sédiments ont été lyophilisés au préalable. Le contenu en eau a été aussi déterminé, ce qui permettait d'exprimer les concentrations sur une base sèche.

La granulométrie a été déterminée par la méthode de tamis, de pipette et de tube à sédimentation (Guy, 1969; Duncan et Lahaie, 1979). Les fractions obtenues représentent: gravier (plus grand que 2 mm), sable (entre 2 et 0,060 mm), limon (entre 0,060 et 0,004 mm), argile (plus petit que 0,004 mm).

Le carbone et l'azote ont été dosés au moyen d'un analyseur CHN (Hewlett Packard, modèle 185B), selon la méthode standard d'Environnement Canada (1981).

L'analyse du mercure a été effectuée au moyen d'un spectrophotomètre sans flamme, après une digestion à l'acide et une oxidation au permanganate/persulfate des sédiments (Environnement Canada, 1981).

Tableau 1:

Liste des composés compris dans le groupe des PCB/OC, avec leur limite de détection (a: laboratoire d'Environnement Canada à Longueuil; b: laboratoire privé "Novalab" à Montréal)

COMPOSE[1]	LIMITE DE DETECTION (ng/g)	
	a	b
PCB total	2	10
p,p'-DDT	0,1	5
o,p'-DDT	0,1	5
p,p'-DDE	0,1	5
p,p'-DDD	0,1	1
Aldrine	0,1	1
Dieldrine (HEOD)	0,1	1
Endrine	5	5
HCB	0,1	1
BHC (HCH)	0,1	1
Heptachlore	0,1	1
Heptachlore époxide	0,1	1
Chlordane	0,1	5
Méthoxychlore	0,1	50
Mirex	0,1	2

1: Pour leurs appéllations appropriées, y compris leurs noms systématiques et commercials, voir tableau 6 dans McNeely et al (1980).

Tableau 2:

Liste des composés compris dans les groupes des hydrocarbures polyaromatiques (PAH) et des chlorobenzènes (CB).

PAH	ABREVIATION	POTENTIEL[1] CANCERIGENE (Neff, 1979)
Anthracène	A	-
Phénanthrène	P	-
Fluoranthène	F	-
Benz(a)Anthracène	BaA	+
Benzo(b)Fluoranthène	BaF	++
Benzo(k)Fluoranthène	BkF	-
Benzo(ghi)Périylène	BghiP	-
Indéno(1,2,3-cd)Pyrène	IcdP	+

CHLOROBENZENES	ABREVIATIONS
1,2 - dichlorobenzène	1,2 - DCB
1,3 - dichlorobenzène	1,3 - DCB
1,4 - dichlorobenzène	1,4 - DCB
1,2,3 - trichlorobenzène	1,2,3 - TCB
1,2,4 - trichlorobenzène	1,2,4 - TCB
1,3,5 - trichlorobenzène	1,3,5 - TCB
1,2,3,4 - tetrachlorobenzène	1,2,3,4 - TCB
1,2,3,5 - tetrachlorobenzène	1,2,3,5 - TCB
1,2,4,5 - tetrachlorobenzène	1.2,4,5 - TCB
Pentachlorobenzène	5-CB
Hexachlorobenzène	HCB

1: Potentiel cancérigène aux mammifères de laboratoire:

- \- non cancérigène
- \+ cancérigène
- ++ très cancérigène

Les contaminants organiques ont été extraits des sédiments au moyen des solvants organiques. Le dosage a été effectué sur ces extraits après le traitement approprié (nettoyage, purification, concentration, etc...). Les PCB, les pesticides organo-chlorés, les chlorobenzènes, le pentachlorophénol et les PBB ont été dosés au moyen de la chromatographie en phase gazeuse-liquide (Environnement Canada, 1983), alors que les PAH ont été dosés au moyen de la chromatographie en phase liquide à haute pression, selon une méthode décrite par Dunn et Armour (1980).

3.4 Traitement des données

Le traitement statistique des données a été assez restreint. Pour obtenir un aperçu global des résultats, nous avons calculé la médiane (une meilleure estimation de la tendance centrale que la moyenne) et les valeurs minimale et maximale. D'autre part, des corrélations paramétriques entre certains paramètres (granulométrie, carbone organique, mercure et PCB) ont été calculées, afin de déterminer si ces paramètres variaient de façon similaire.

Il est connu que la granulométrie influence la distribution des contaminants: les particules plus fines en adsorbent plus que les particules plus grossières, ce qui est relié surtout aux rapports surface/volume et aux caractéristiques chimiques des particules. Considérant que le quartz n'adsorbe pas les contaminants de l'environnement, Thomas (1972) a normalisé les concentrations en mercure dans les sédiments du lac Ontario de la façon suivante:

$$\text{Hg (corrigée)} = \frac{\text{Hg (observée)} \times 100}{100 - \text{quartz}}$$

Etant donné que nous n'avions pas déterminé de valeurs pour le quartz, nous avons fait la correction en tenant compte de la granulométrie selon la formule suivante:

$$Hg \text{ (corrigée)} = \frac{Hg \text{ (observée)} \times 100}{\text{argile \& limon}}$$

Nous nous sommes basés sur le fait qu'il y a une très bonne corrélation entre la granulométrie et le quartz (Thomas 1968). On estime que le sable et le gravier sont inertes quant à l'adsorption des contaminants et que le quartz ne représente qu'une fraction très minime des particules de dimension inférieure à 0.004 mm (Thomas et al., 1972). Damiani et Thomas (1974) ont utilisé une correction semblable à la nôtre en fonction de la fraction "sable" sur les données de mercure dans le bassin de Pallanze en Italie.

Mudroch et Litten (1982) ont fait une revue des façons de standardiser les concentrations de contaminants dans les sédiments. Ces auteurs recommandent de normaliser les données en fonction de la fraction "plus petit que 0,063 mm (limon et argile)" ou en fonction de la concentration des matières volatiles.

RESULTATS ET DISCUSSION

4. RESULTATS ET DISCUSSION

4.1. Sommaire des résultats

Les résultats analytiques détaillés se trouvent en annexe. Dans le texte on les présente sur cartes*, afin de montrer la distribution spatiale des valeurs, ainsi qu'en histogrammes pour résumer la fréquence des classes de valeurs observées. Au tableau 3 nous avons présenté de façon globale les valeurs minimales et maximales ainsi que les médianes pour les différents paramètres.

Pour ce qui est de la granulométrie, le sable est la fraction dominante, bien que l'argile se retrouve à certaines stations dans une proportion allant jusqu'à 62%. Le carbone organique se trouve généralement à des niveaux normaux. Les teneurs élevées (jusqu'à 16%) reflètent probablement des influences anthropogéniques.

En ce qui concerne les contaminants, ce sont surtout le mercure et les PCB qui se retrouvent à des concentrations élevées, jusqu'à 1474 et 1900 ng/g respectivement. Les autres composés organochlorés sont beaucoup moins abondants. Plusieurs sont souvent en bas de la limite de détection. Seuls, le DDT, l'HCB et le chlordane sont parfois présents à des concentrations significatives. Cependant, il faut signaler la présence de mirex, indiquant un apport significatif du lac Ontario, seule source connue de mirex dans le système du Saint-Laurent.

Au tableau 4 on retrouve un résumé des valeurs obtenues pour les PAH et les chlorobenzènes. Les contaminants pentachlorophénol et PBB n'ont pas été décelés. Les PAH présentent des concentrations significatives, jusqu'à 900 ng/g pour un des composés cancérigènes, l'indéno(1,2,3-cd)pyrène. Les PAH totaux s'élè-

* Les cartes de distribution spatiale se trouvent à la fin du rapport.

Tableau 3:

Valeurs médianes, minimales et maximales des différents paramètres analysés pour les sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-1981); les données brutes se trouvent en annexe.

PARAMETRES	MEDIANES	MINIMUM	MAXIMUM
Gravier	6,0	0,1	33,1
Sable	57,9	8,3	91,6
Limon	24,4	1,8	72,3
Argile	5,8	0,0	62,4
Carbone total	4,08	0,38	16,57
Carbone organique	2,47	0,22	16,09
Azote total	0,28	0,04	1,08
C/N	9	4	16
Hg	133,5	0,5	1474,0
PCB	170,0	1,0	1900,0
DDT total	1,5	0,1 P	16,7
p,p'-DDE	0,9	0,1 P	8,7
p,p'-DDD	0,1 P	0,1 P	5,8
o,p'-DDT	0,1 P	0,1 P	1,1
p,p'DDT	0,1 P	0,1 P	9,7
HCB	0,6	0,1 P	13,0
BHC total	0,6	0,1 P	2,0
Chlordane total	0,7	0,1 P	5,1
Dieldrine	0,1 P	0,1 P	2,3
Mirex	0,1 P	0,1 P	3,3
Heptachlore	0,1 P	0,1 P	1,2
Aldrine	0,1 P	0,1 P	1,1
Methoxychlore	0,1 P	0,1 P	3,2

Note: - P signifie plus petit que (limite de détection)

- les unités sont en ng/g (ppb), sauf pour la granulométrie, le carbone et l'azote, lesquels sont exprimés en %

- C/N est le rapport du carbone organique sur l'azote total.

Tableau 4:

Valeurs médianes minimales et maximales des résultats analytiques pour les PAH (3. stations) et les chlorobenzènes (10 stations)

PARAMETRES	MEDIANES	MINIMUM	MAXIMUM
PAH total	551,5	31	1883
Anthracène + Phénanthrène	32,0	2	960
Fluoranthène	120,0	11	360
* Benz(a)Anthracène	53,0	4	120
* Benzo(b)Fluoranthène	130,0	7	770
Benzo(k)Fluoranthène	46	3	130
Benzo(ghi)Pérylène	70	2	190
* Indéno(1,2,3-cd)Pyrène	68	2	900
1,3 + 1,4 -dichlorobenzène	10 P	10 P	10
1,2 -dichlorobenzène	10 P	10 P	10
1,2,3 -trichlorobenzène	1 P	1 P	1 P
1,2,4 -trichlorobenzène	1 P	1 P	3
1,3,5 -trichlorobenzène	1 P	1 P	2
1,2,3,5+1,2,4,5-tétrachlorobenzène	1 P	1 P	1
1,2,3,4 -tetrachlorobenzène	1 P	1 P	2
Pentachlorobenzène	1 P	1 P	2
Hexachlorobenzène	1 P	1 P	2

NOTE: - Tous les résultats sont exprimés en ng/g.

- P veut dire: "Plus petit que; " limite de détection du laboratoire privé (Novalab Ltée.)

- Hexachlorobenzène (HCB) se retrouve aussi avec les pesticides organochlorés au tableau 3, analysé aux 98 stations.

- * indique les PAH cancérigènes

vent à environ 1800 ng/g. Les teneurs en chlorobenzènes sont peu élevées. Seul, l'hexachlorobenzène (HCB) se retrouve en quantité significative, bien que ceci n'est pas évident au tableau 4. Il faut noter que l'HCB est généralement analysé avec les pesticides organochlorés, et c'est la raison pour laquelle ce composé a été dosé aux 98 stations. Au tableau 3, on retrouve sa concentration pour ces stations.

Une matrice de corrélation a été déterminée pour les paramètres de granulométrie, carbone, azote, Hg et PCB (tableau 5). Il y a une bonne corrélation entre l'azote et le carbone organique, indiquant l'étroite relation entre ces deux paramètres comme deux constituants majeurs de la matière organique. Les deux contaminants les plus importants, Hg et PCB, ne démontrent aucune corrélation significative entre eux, ni avec la granulométrie et la matière organique. Cela laisse supposer que les distributions observées de Hg et PCB ne sont pas reliées à la nature des sédiments, mais aux apports locaux de contaminants, et que les sources pour les Hg et PCB ne sont pas les mêmes.

4.2 Granulométrie

Nous avons mesuré les fractions gravier, sable, limon et argile à toutes les stations. Ces fractions sont identifiées selon les dimensions de particules:

gravier:	plus grand que 2 mm
sable:	entre 2 et 0,062 mm
limon:	entre 0.062 et 0,004 mm
argile:	plus petit que 0,004 mm

Bien que la composition chimique des particules ne soit pas exactement connue, on peut considérer le sable comme étant principalement de la silice (SiO_2). Par conséquent, ces particules sont relativement inertes et n'adsorbent pas ou peu de substances toxiques, d'autant plus que le rapport surface/volume est

Tableau 5:

Matrice de corrélation paramétrique entre la granulométrie, le carbone organique, l'azote total, le mercure et les PCB (n = 98).

PARAMETRES	ARGILE	LIMON	ARGILE +LIMON	CARBONE ORG.	AZOTE TOTAL	HG	PCB
Argile	-	0,115	0,584	0,056	0,115	0,143	0,016
Limon	-	-	0,874	0,397	0,481	0,391	0,474
Argile + limon	-	-	-	0,352	0,449	0,389	0,396
Carbone org.	-	-	-	-	0,982	0,379	0,258
Azote total	-	-	-	-	-	0,449	0,315
Hg	-	-	-	-	-	-	0,013
PCB	-	-	-	-	-	-	-

peu élevé comparé à celui des particules d'argile. Il est difficile de déterminer la composition chimique de l'argile, mais ses composants principaux sont des silicates, des carbonates et de la matière organique (Golterman, 1975).

Ces particules sont souvent chargées négativement et adsorbent facilement les substances toxiques, surtout les métaux lourds. D'autre part, les contaminants organiques (PCB/OC, etc...) peuvent être concentrés dans les sédiments par la matière organique (Sly et al., 1981).

La fraction "sable" est importante à la plupart des stations. Tel que démontré dans un histogramme de fréquence (figure 3), le sable et le gravier varient de 50 à 90% dans la composition des sédiments à ces stations. La distribution spatiale des différentes fractions de particules est présentée à la figure 4.

Cette prédominance du sable indique que le lac Saint-François forme un système hydrologique assez dynamique. En effet, le lac se caractérise par des conditions fluviales plutôt que lacustres. Cela est dû au fait que le lac est formé par un élargissement du fleuve et que sa largeur maximale ne dépasse pas 6 km sur une longueur d'environ 50 km.

Le débit élevé (9095 m^3/s, (Sydor, 1977)) et une profondeur généralement peu élevée (maximale environ 5 m, à l'exception de certains chenaux et de la voie maritime où elle s'élève à 15 m), maintiennent un système de courants forts. Selon Sydor (1977), les vitesses varient de 0,2 à 1,5 mètres par seconde, lorsqu'il n'y a pas d'influence de vent. Les courants les plus forts se trouvent à l'entrée du lac et dans la voie maritime, alors qu'on retrouve les zones calmes près des rives et dans les baies, ainsi que dans la partie est au sud de la voie maritime. En théorie, ces zones forment des aires de sédimentation et on devrait y trouver les particules les plus fines, tel que suggéré

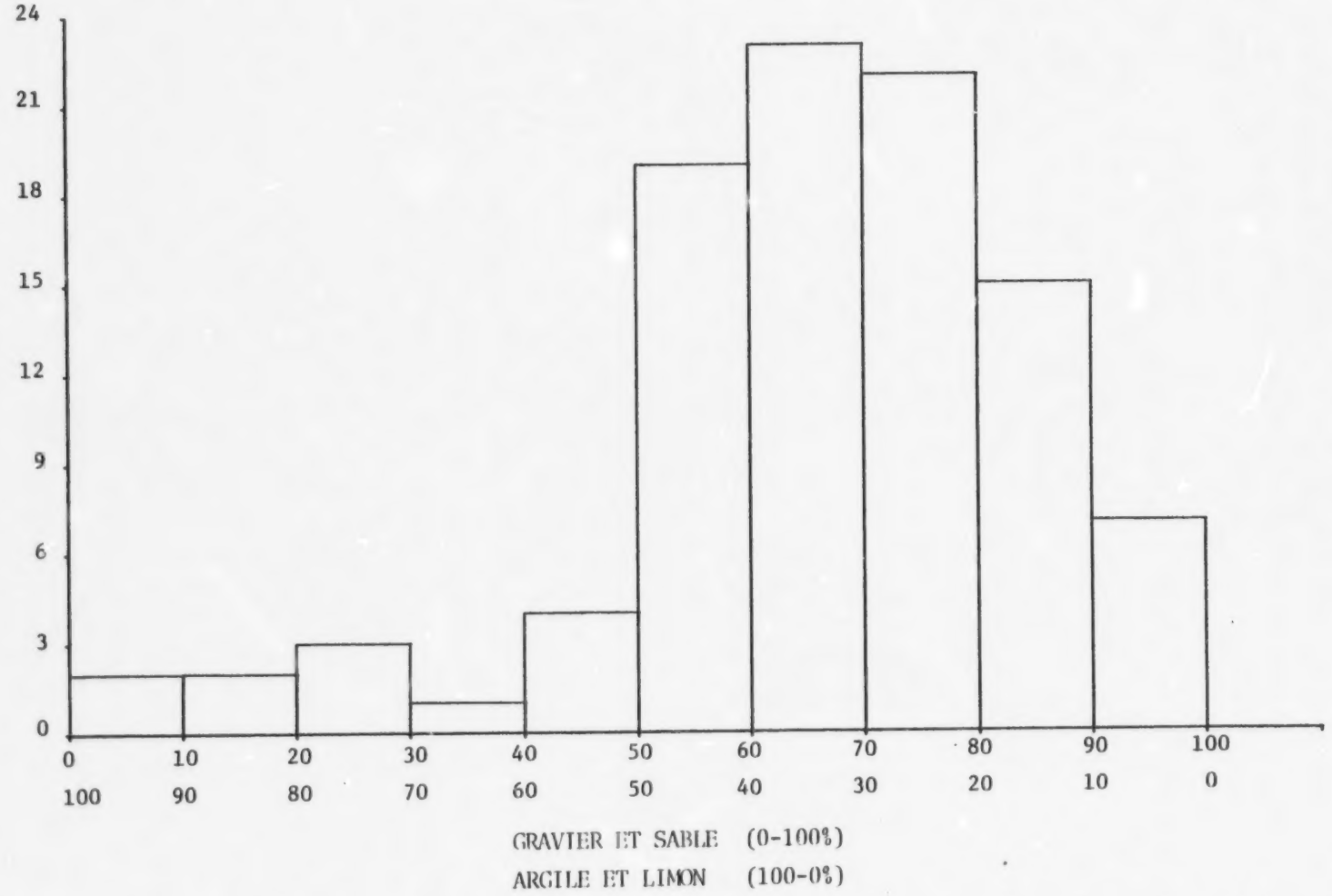


FIGURE 3: Histogramme de fréquence des fractions d'argile-limon (%) et de gravier-sable (%) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).

par Anonyme (1973) et Sérodes (1978). Ces auteurs confirment que le lac Saint-François constitue un réservoir de sédimentation.

Toutefois, nos résultats de granulométrie ne démontrent pas clairement la présence de ces zones de sédimentation. Bien qu'il semble y avoir une gradation de granulométrie, les particules plus grossières se trouvant dans la section ouest du lac, la tendance n'est pas aussi évidente que ne le laisse croire Sérodes (1978).

Etant donné la forme du lac, sa faible profondeur, l'absence de stratification thermique et une prédominance des vents dans l'axe ouest-est (responsable d'un fetch élevé et des vagues importantes), nous croyons que le dépot des sédiments très fins est minime dans le lac Saint-François. La turbulence due aux facteurs mentionnés précédemment cause une remise en suspension des sédiments fins et leur transport vers l'aval, ce que confirme les résultats de granulométrie (fig. 3 et 4). Par conséquent, il semble que le lac ne forme pas un réservoir de contaminants, du moins pas autant qu'on ne l'avait soupçonné. Toutefois, le centre de la région est du lac (par exemple, les stations 7951, 7955 et 7956) présente une granulométrie plus typique d'une zone d'accumulation. Cela s'explique par des courants très faibles et une profondeur plus élevée qu'aux autres endroits et, ainsi, cette zone forme potentiellement une aire d'accumulation de polluants ("pollutant sink").

4.3 Carbone et Azote

L'histogramme de fréquence du carbone se trouve aux figures 5 et 6. Les concentrations de carbone organique sont un indice de la quantité de matière organique présente dans les sédiments. Des concentrations élevées en carbone organique indiquent un potentiel élevé pour l'adsorption et l'accumulation des substances organiques (Sly et al., 1981). Le carbone total inclut aussi,

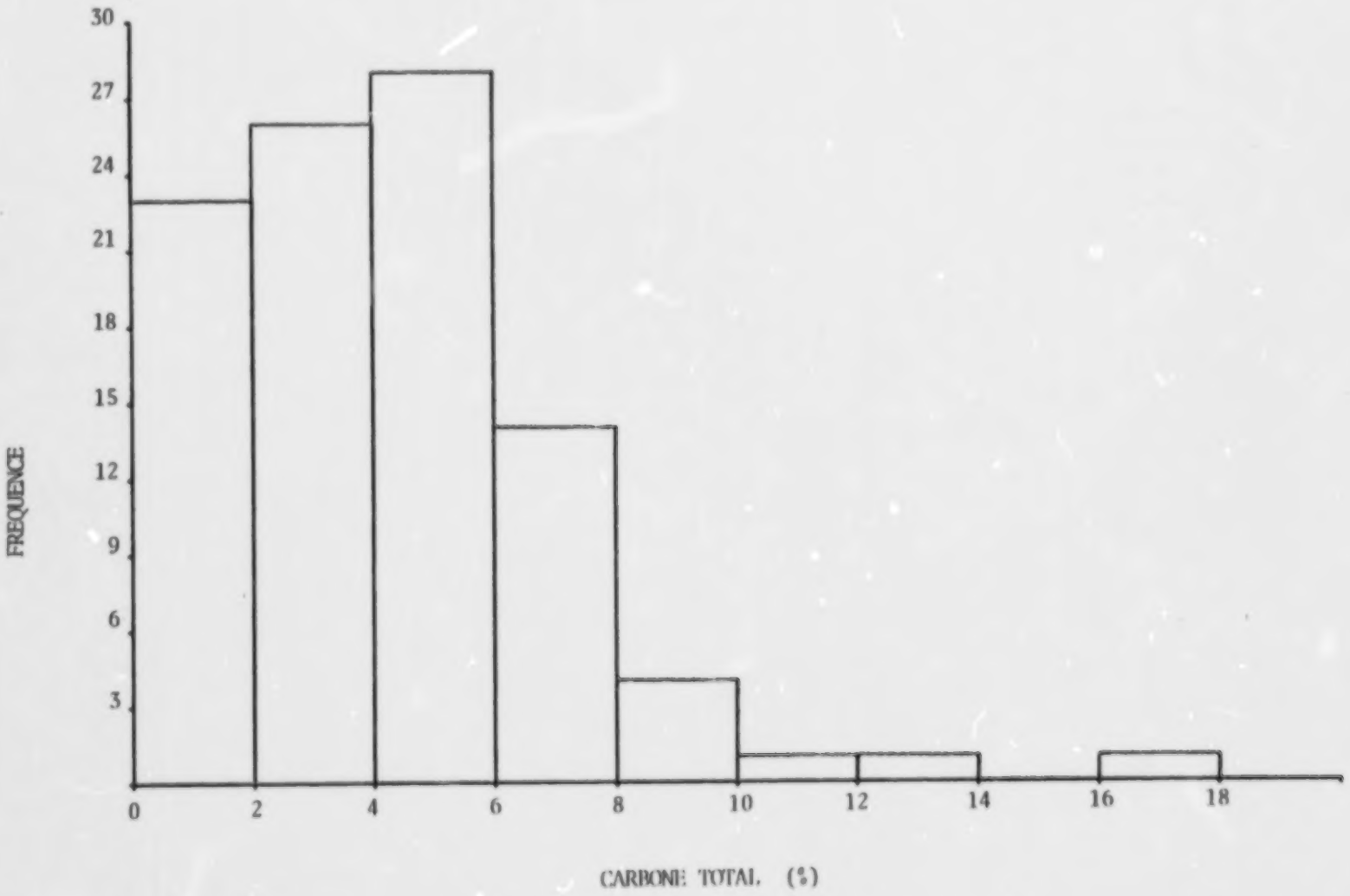


FIGURE 5: Histogramme de fréquence des fractions de carbone total (%) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).

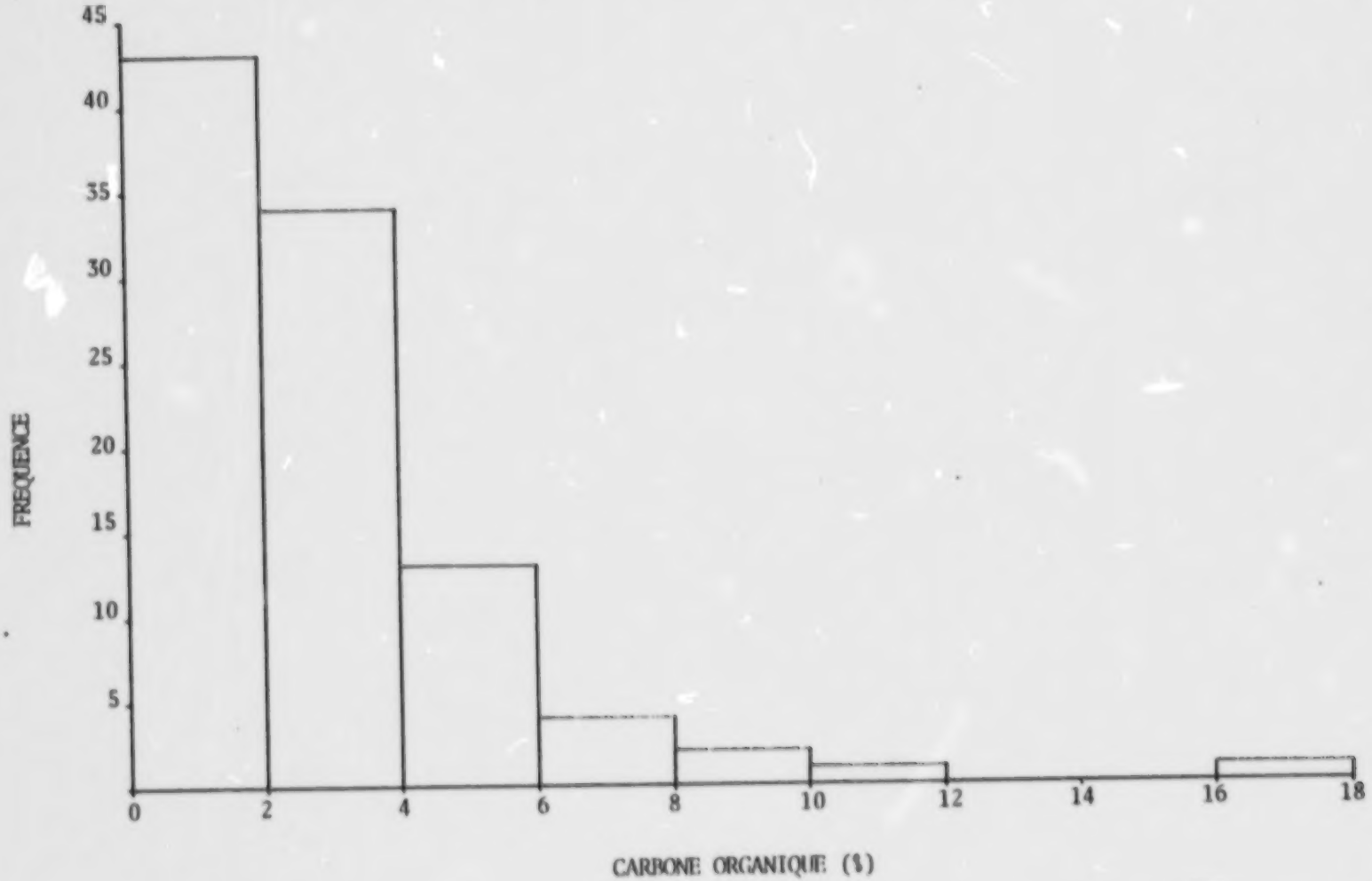


FIGURE 6 : Histogramme de fréquence des fractions de carbone organique (%) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).

en plus du carbone organique, le carbone inorganique, qui est constitué surtout de carbonates.

Nos valeurs de carbone organique sont comparables à celles rapportées pour les Grands Lacs (Kemp et al., 1977). Toutefois, une dizaine de stations de notre étude présentent des valeurs assez élevées, entre 6 et 16%. Dans les Grands Lacs, les plus hautes valeurs ne dépassaient pas 6%, même au lac Erié (un lac classifié comme eutrophe).

La distribution du carbone organique est présentée à la figure 7. Les valeurs les plus élevées sont rencontrées dans la partie ouest du lac, avec une concentration maximale de 16.1%. Certaines régions le long des rives s'avèrent aussi relativement élevées en carbone organique. Il est possible que la présence des herbiers soit responsable de ces teneurs élevées.

Le bassin de sédimentation dans la partie est du lac n'est pas particulièrement élevé en carbone organique. D'ailleurs, il n'y a qu'une faible corrélation entre la granulométrie et le carbone organique (tableau 5). Thomas (1968) a rapporté une meilleure corrélation pour les lacs Erié et Ontario. Par conséquent, nous croyons que les sources de matière organique sont locales, telles que la végétation aquatique ou les organismes benthiques, et non reliées aux aires de dépots.

A la figure 8, l'histogramme de fréquence présente les valeurs d'azote rencontrées. La plupart des valeurs se comparent très bien avec celles des Grands Lacs (Kemp et al., 1977), variant entre 0,04 et 0,60%. Encore ici, environ une dizaine de stations se sont avérées plus élevées, entre 0,60 et 1,10%.

En évaluant l'azote total dans les sédiments, l'excellente corrélation avec le carbone organique (tableau 5) indique que ce paramètre suit environ le même patron (figure 9), probablement

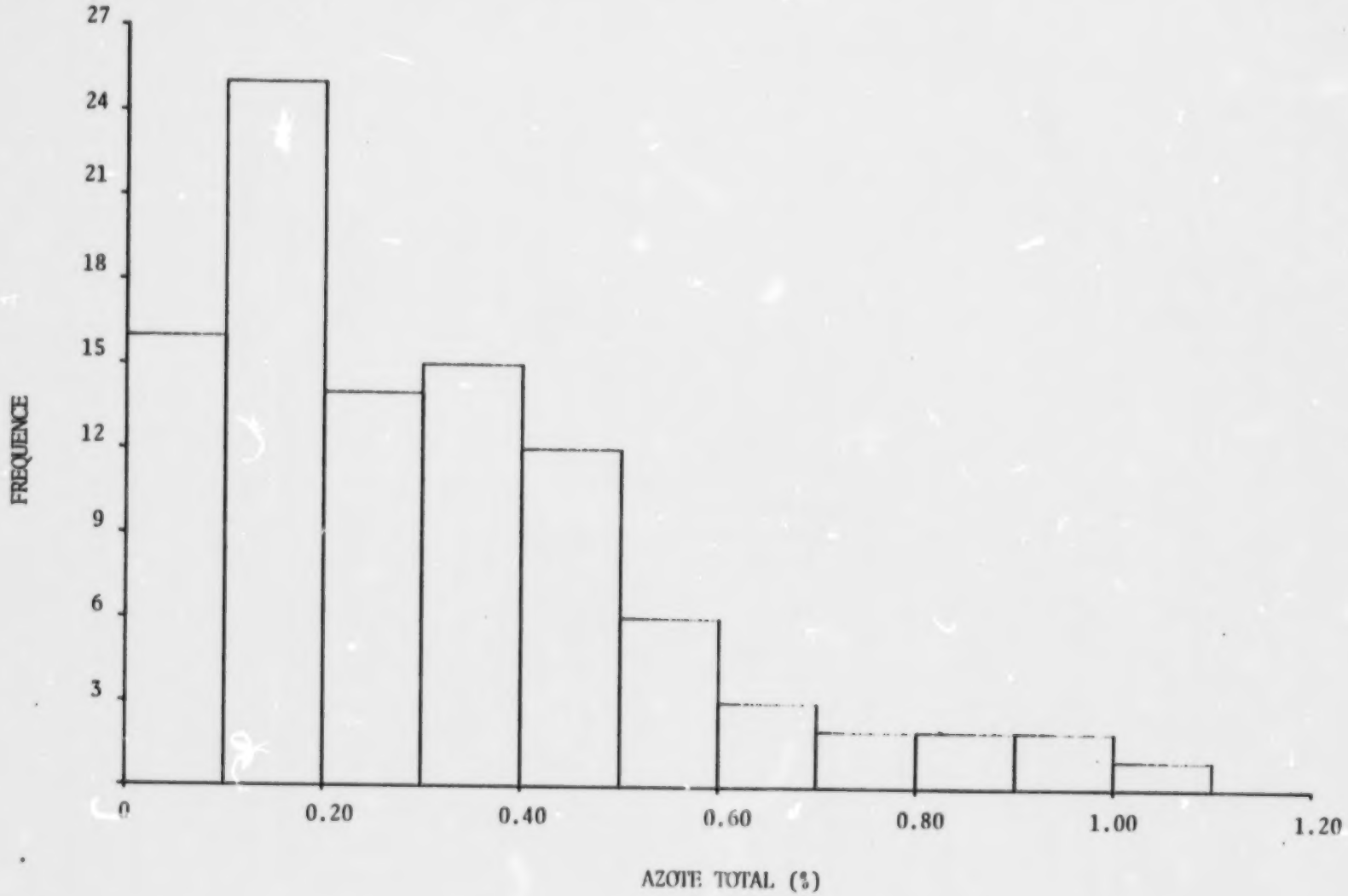


FIGURE 8: Histogramme de fréquence des fractions d'azote total (%) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).

parce que ces deux paramètres forment deux constituants importants de la matière organique. Bien que Kemp et al., (1977) associent des teneurs élevées en azote avec des dépôts de sédiments fins, on ne retrouve pas cette association au lac Saint-François. Cela confirme notre hypothèse quant aux sources principales de la matière organique (les herbiers), telle qu'indiquée auparavant pour le carbone organique. De plus, nous croyons que nos données soulignent le caractère fluvial plutôt que lacustre du lac, comme nous l'avons mentionné dans la section sur la granulométrie.

Les valeurs du rapport C/N sont présentées en histogramme à la figure 10. La normalité des valeurs y est évidente, avec la moyenne et la médiane autour de 9 et une plage de valeurs de 4 à 16. Dans les Grands Lacs, Kemp et al., (1977) rapportent une moyenne de 10, avec une plage de valeurs de 5 à 66. Ils concluent que les valeurs élevées de C/N sont retrouvées surtout dans les régions où il y a peu ou pas de sédimentation et vice versa. De plus, ils relient les rapports C/N directement aux sources de la matière organique sédimentée. Selon ces auteurs, des valeurs entre 14 et 20 indiquent des régions où les macrophytes sont une source importante de carbone organique. Parmi nos données, il y a peu de valeurs entre 14 et 20, bien que nous ayons signalé que l'apport de carbone organique et d'azote provenant des herbiers était probablement assez important.

La distribution spatiale des valeurs C/N est présentée à la figure 11. Il est difficile d'en tirer des conclusions. Il semble que les valeurs les plus élevées se trouvent près des rives et là où il y a des herbiers. Les zones de végétation ont été observées lors de l'échantillonnage sur le terrain et leurs localisations appuient nos conclusions mentionnées auparavant, à savoir que les macrophytes forment la source la plus importante de la matière organique. Les valeurs moins élevées se trouvent plus au milieu du lac, ce qui, selon Kemp et al., (1977), indique des sources planctoniques.

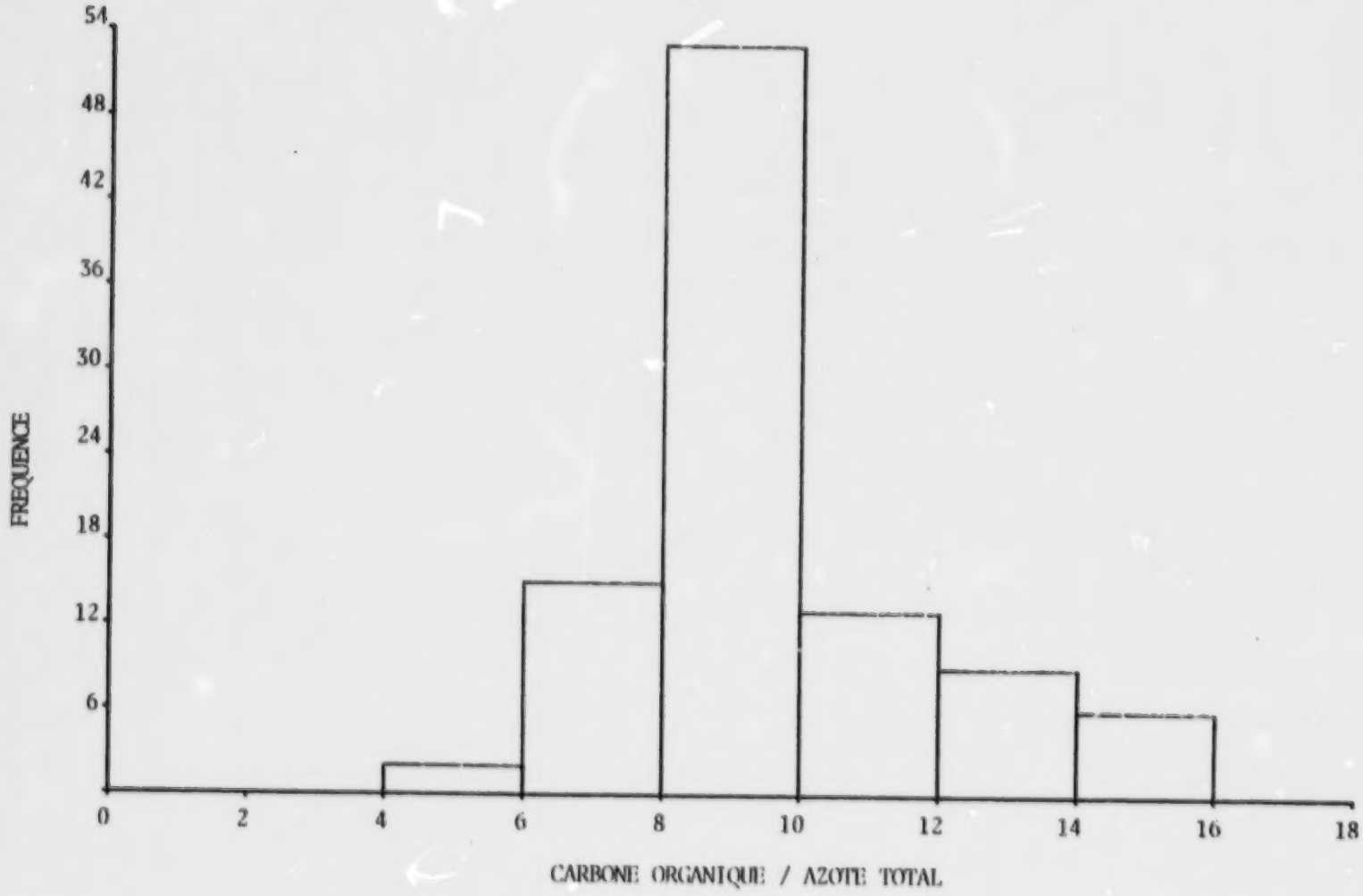


FIGURE 10: Histogramme de fréquence du rapport carbone organique sur azote total des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).

Toutefois, la normalité de la distribution des données (figure 10) suggère que la variation est peut-être en partie due à une propriété statistique plutôt qu'uniquement à des phénomènes environnementaux. De plus, nous n'avons pas tenu compte du rôle de l'apport par les tributaires et le ruisselement des terres agricoles pour évaluer le rapport C/N.

4.4 Mercure

La contamination de ce métal a fait parler d'elle à maintes occasions et elle est assez bien documentée (Sloterdijk, 1977). Mentionnons que parmi les nombreuses sources, l'industrie chlore-alcali s'est avérée une des plus importantes, lorsqu'elle utilise le procédé à électrode mercurielle. Toutefois, en 1972, une réglementation gouvernementale a limité la teneur permise dans les effluents de ces usines à 0,5 livre de mercure par 100 tonnes de chlore produit (Sérodes et Talbot, 1978), ce qui a diminué de beaucoup les émissions provenant de ces sources.

Les résultats pour le mercure sont cartographiés à la figure 13. On peut considérer que des concentrations de plus de 100-150 ng/g indiquent une contamination anthropogénique (Sloterdijk et Azzaria, 1981). D'autre part, la directive pour le rejet dans le milieu aquatique des sédiments de dragage du ministère ontarien de l'Environnement permet une concentration inférieure à 0,3 mg/kg ou 300 ng/g (Levings, 1982). L'histogramme de fréquence à la figure 12 nous montre que les concentrations d'environ la moitié des stations sont en bas de 150 ng/g, alors que quelques stations se trouvent entre 1000 et 1500 ng/g.

Thomas (1972) a effectué une étude sur la distribution du mercure dans les sédiments du lac Ontario. Il rapporte des concentrations variant de 32 à 2100 ng/g, avec une moyenne de 651. Ces résultats sont un peu plus élevés que ceux de notre étude,

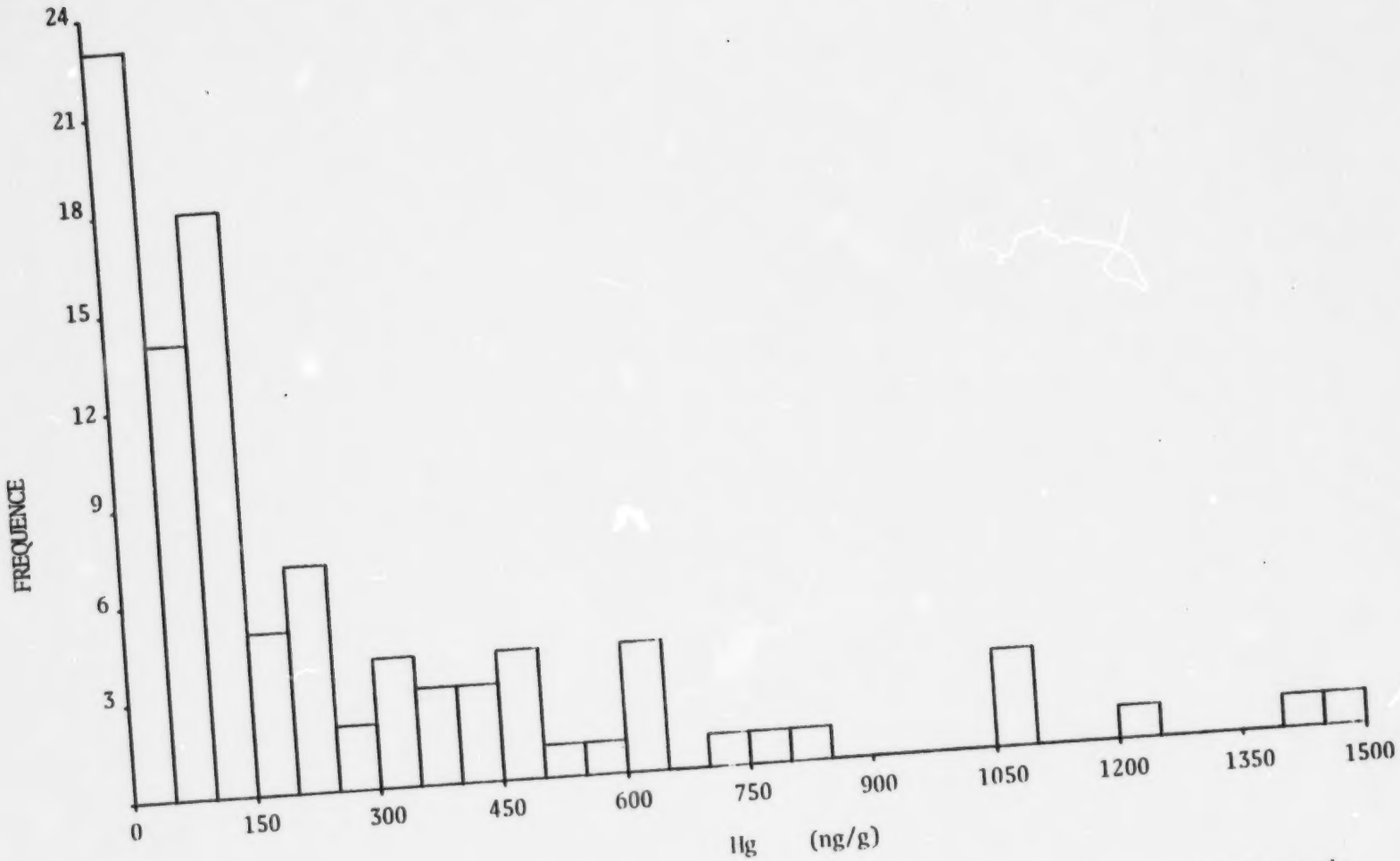


FIGURE 12: Histogramme de fréquence des concentrations en Hg (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).

bien que les différences ne soient pas très grandes. On peut l'expliquer en partie par les différences de granulométrie entre ces deux lacs. Nos résultats normalisés (figure 14) sont plus semblables à ceux normalisés par Thomas (1972) pour le lac Ontario. Dans ce dernier cas, la correction effectuée en fonction du quartz à permis l'identification de sources ponctuelles.

Pour le lac Saint-Louis, situé immédiatement en aval du lac Saint-François, Sérodes (1978) signale des valeurs beaucoup plus élevées qu'au lac Saint-François. Des valeurs extrèmement élevées, jusqu'à 87000 ng/g, ont été détectées dans la région sud du lac. Cette région s'est avérée très contaminée en raison des activités industrielles de Beauharnois (Sérodes et Talbot, 1978).

La distribution spatiale des concentrations de mercure dans les sédiments du lac Saint-François (figure 13) démontre que certaines régions sont beaucoup plus contaminées que d'autres. Les stations qui présentent des valeurs en bas de 150 ng/g se trouvent surtout le long de la rive sud, tandis qu'il y a une prédominance de stations le long de la rive nord où les valeurs se situent au-dessus de 600 ng/g. Les valeurs les plus élevées ont été détectées juste en aval de Cornwall.

Les différences de concentrations entre stations ne s'expliquent pas par la granulométrie ou par les teneurs en matière organique (carbone organique), car les coéfficients de corrélation sont en général assez faible (tableau 5). Il faudrait plutôt relier ces différences à des sources ponctuelles. Les sédiments dans la région de Cornwall sont particulièrement contaminés et ce, principalement à cause de l'usine chlore-alcali qui a utilisé un processus d'électrolyse au moyen d'une électrode au mercure, sans règlementation de ses effluents jusqu'au début des années 1970.

Les sources de mercure et la contamination des sédiments dans cette région sont discutées dans un rapport gouvernemental (Kauss et al., 1984). Ce rapport présente aussi les résultats d'une étude effectuée en 1975 sur les contaminants, cette étude a fait ressortir des zones extrêmement contaminées par le mercure le long de la rive nord (zone urbanisée de Cornwall). Les valeurs rapportées varient de 10 à 44000 ng/g; les concentrations les moins élevées n'ont été retrouvées qu'aux stations éloignées de la rive.

Ces sédiments contaminés sont fort probablement remis en suspension par la turbulence au niveau de l'interface eau-sédiments, provoquée par le brassage induit par les tempêtes et les courants et par la suite, redéposés plus loin en aval. De cette façon, il y aurait un transport de sédiments contaminés le long de la rive à partir de la région de Cornwall, ce qui expliquerait la distribution spatiale du mercure dans ce lac.

La zone de dépôt à l'extrémité est du lac, telle qu'identifié dans la section 4.1 (Granulométrie) s'est avérée relativement peu contaminée. Il nous est difficile d'expliquer pourquoi le mercure s'y accumule si peu. Peut-être le système de courants n'a pas permis une accumulation, étant donné la provenance probable du mercure de la région de Cornwall. Il se peut que les courants provenant de cette région serrent la rive nord et restent séparés de cette zone de dépôt par la voie maritime.

Afin de vérifier si la granulométrie avait pu influencer la distribution spatiale du mercure, nous avons calculé les teneurs normalisées. Cette normalisation en fonction des particules plus petites que 0,063 mm a été expliquée dans la section "Méthodologie".

Les résultats de ce calcul sont présentés à la figure 14. Il en ressort que le patron spatial reste sensiblement le même par rap-

port à celui présenté à la figure 13. Ceci est dû à une certaine homogénéité des sédiments quant à la granulométrie. Par ailleurs, les valeurs des concentrations normalisées sont plus élevées, ce qui indique les niveaux de contamination possibles si l'argile et le limon étaient les seules fractions présentes. On peut en conclure que la distribution observée de mercure est reliée aux sources et non à la granulométrie.

4.5 Biphényles polychlorés (PCB)

Les PCB sont des produits synthétiques qui ne se retrouvent pas de façon naturelle dans l'environnement. Cependant, l'utilisation courante de ces produits par l'industrie à des fins diverses est responsable de la contamination extensive de l'environnement.

Depuis le début des années 70, l'usage des PCB a été restreint aux transformateurs et condensateurs électriques (Task force, 1976). Une loi en 1977 a formalisé cette restriction et en 1980 un amendement interdisait pratiquement presque tout usage des PCB (Anonyme, 1982). Toutefois, à cause de leur incorporation dans beaucoup de matériel et produits dans le passé et de leur nature persistante, les PCB demeurent des contaminants significatifs dans l'environnement.

La directive du ministère ontarien de l'Environnement relative au rejet des sédiments de dragage dans le milieu aquatique limite la concentration permise à 50 ng/g. La concentration naturelle dans les sédiments est, bien sûr, nulle, étant donné la caractéristique synthétique des PCB.

L'histogramme de fréquence (figure 15) nous montre que seulement 20% des stations s'avèrent conformes à la directive ontarienne de 50 ng/g. Environ 50% des stations présentent des concentra-

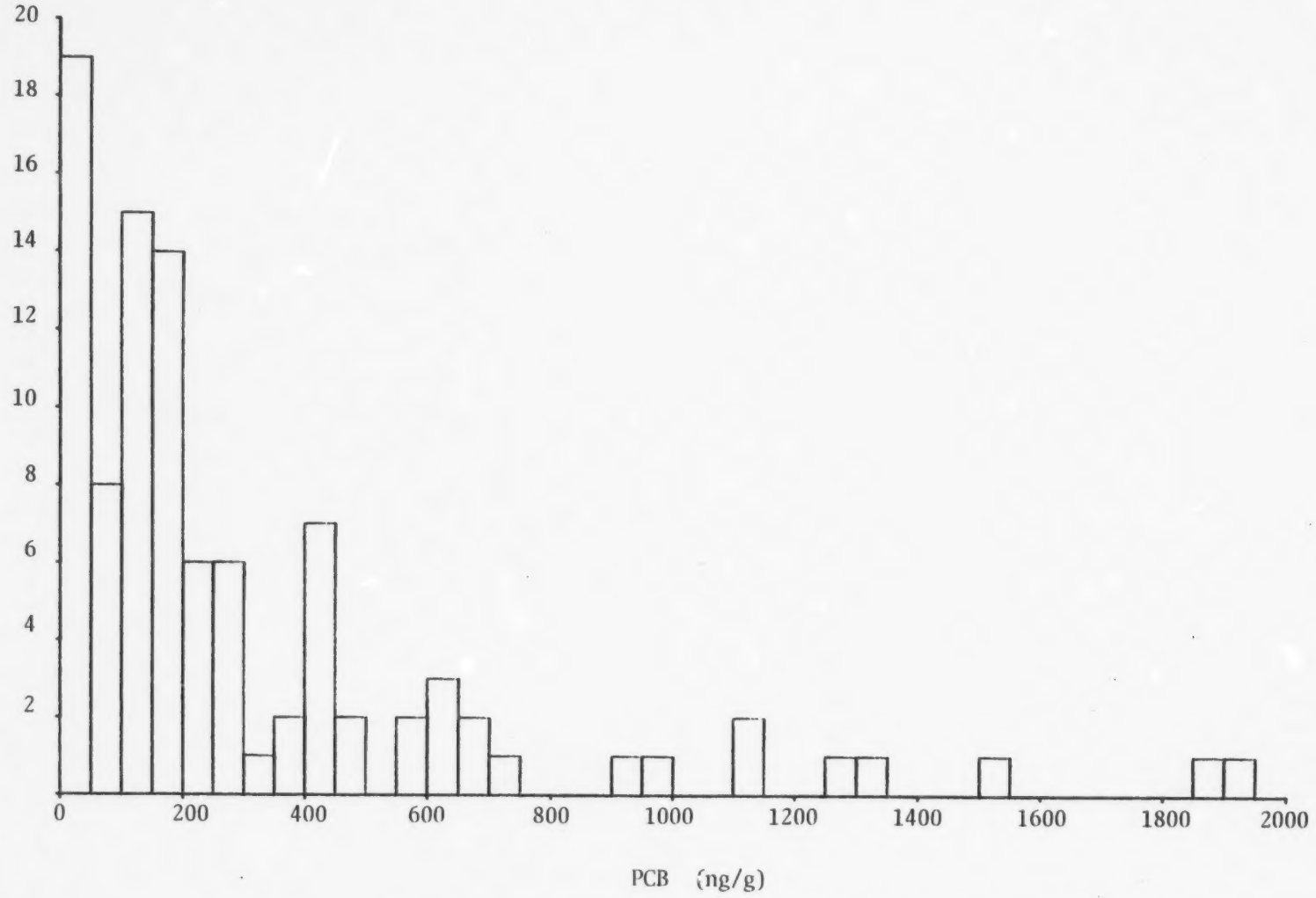


FIGURE 15: Histogramme de fréquence des concentrations en PCB (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).

tions jusqu'à 200 ng/g, alors que l'on retrouve à quelques endroits des concentrations en haut de 1000 ng/g, allant jusqu'à 1900 ng/g.

La région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent a été identifiée comme étant la région en Amérique du Nord la plus touchée par les PCB (Taskforce, 1976). Le rapport du Taskforce (1976) cite des valeurs pour les Grands Lacs: 1300-10000 ng/g dans les sédiments du port de Hamilton; dans le lac Erié, les valeurs sont en général en bas de 300 ng/g, tandis que dans les lacs en amont (Supérieur, Huron) les concentrations se trouvent entre moins de 10 ng/g et 90 ng/g. Frank et al. (1977) rapportent pour les 259 stations échantillonnées dans le lac Erié une moyenne de 95 ng/g, avec une plage de valeurs entre 4 et 800 ng/g. Toutefois, les valeurs maximales rapportées pour le lac Ontario ne dépassent pas 280 ng/g (Frank et al, 1979). Nos valeurs sont en général plus élevées. La profondeur des sédiments prélevés était peut-être plus grande dans le cas du lac Ontario en comparaison à notre projet, ce qui a pu causer une dilution. Les techniques analytiques peuvent être différentes; le travail sur le lac Ontario a eu lieu en 1968 tandis que notre projet est daté de 1979-81. Fox et al (1983) présentent des résultats de PCB dans les sédiments du bassin occidental du lac Ontario pour 1981. Les valeurs y varient de 260 à 840 ng/g, ce qui est encore en bas de celles de notre étude.

La figure 16 illustre la distribution spatiale des PCB dans le lac Saint-François. De façon générale, les stations les plus contaminées sont concentrées le long de la rive sud, dans la partie amont du lac, groupées surtout près de Saint-Régis, et dans la zone d'accumulation de la partie est ou aval du lac. Les PCB transportés le long de la rive sud peuvent se déposer dans cette zone d'accumulation, parce que la voie maritime ne constitue pas une barrière physique, comme il a été observé dans le cas du mercure.

Nous croyons que les tributaires new-yorkais du tronçon international du fleuve Saint-Laurent sont responsables des concentrations élevées dans la région de Saint-Régis. D'ailleurs, la rivière Grasse a été identifiée comme une rivière très contaminée par les PCB (Chan, 1980; Anonyme, 1982). Il est possible que ces sources ponctuelles soient responsables d'une contamination plus élevée que celle observée dans les sédiments du lac Ontario (Fox et al, 1983; Frank et al, 1977). Bien que les sédiments du lac Saint-François soient plus sablonneux que ceux du lac Ontario, la teneur élevée de carbone organique de nos sédiments pourrait permettre une accumulation des PCB dans la partie sud-ouest du lac Saint-François. De plus, les macrophytes qui constituent probablement une source significative du carbone organique, captent et accumulent peut-être les PCB directement à partir de l'eau, pour être incorporés dans les sédiments par la suite.

Quant à la station contaminée à Cornwall, elle réfléterait une source ponctuelle selon les informations rapportées par le ministère de l'Environnement ontarien (Kauss et al., 1984). Ce ministère a aussi rapporté des concentrations élevées pour les sédiments prélevés à Saint-Régis et à quelques endroits près de Cornwall.

Les valeurs élevées retrouvées dans la région est du lac ne sont pas corroborées par les résultats publiés par Sérodes (1978). Il rapporte pour les trois stations échantillonnées dans cette partie du lac des valeurs beaucoup moins élevées: non-détectée, 40 et 70 ng/g. Il est possible que la technique d'échantillonnage (par exemple, mélange entre la couche superficielle et les couches inférieures) ou la technique d'analyse et de quantification des isomères de PCB utilisées pour son étude et la nôtre ne soient pas semblables, ce qui pourrait expliquer les différences.

Nous avons aussi normalisé les valeurs des PCB par rapport aux teneurs en argile et limon (voir "Méthodologie" pour la technique). Les résultats de cette normalisation sont présentés à la figure 17. Comme observé pour le mercure, le patron de la distribution spatiale ne change pas de façon significative, ce qui s'explique par une certaine homogénéité des sédiments quant à la granulométrie. Par ailleurs, ceci confirme que le patron de distribution est relié aux sources et non à la granulométrie.

4.6 DDT et métabolites

Dans la présente étude, le DDT total comprend le o,p'-DDT et le p,p'-DDT et leurs métabolites, le DDE et le DDD. Le p,p'-DDE s'est avéré le métabolite le plus commun et en plus grande concentration (tableau 3). En général, on considère le DDE comme métabolite principal après dégradation du DDT (Jensen et al., 1969, Sloterdijk, 1977). Nos résultats indiquent alors qu'il y a eu peu d'application récente de p,p'-DDT. Pour cette discussion, nous ne considérons que le DDT total.

En général, on retrouve peu de DDT dans le lac Saint-François, ce qui est corroboré par l'étude de Sloterdijk (1977) sur les poissons de ce lac. La valeur maximale observée dans les sédiments du lac Saint-François est de 16,7 ng/g, avec une médiane de 1,5 ng/g (tableau 3). Dans les Grands Lacs les concentrations sont plus élevées: lac Erié, 6-322 ng/g (Frank et al., 1977); lac Ontario, une moyenne de 43 ng/g (Frank et al., 1979). Ces auteurs ont également trouvé, comme dans notre étude, que le DDT était, après les PCB, le composé organochloré le plus commun.

Au tableau 6, un aperçu de la fréquence des valeurs observées est donné. Environ 80% des observations se trouvent en bas de 5 ng/g, tandis qu'il n'y avait qu'une valeur au-dessus de 10 ng/g, représentant notre valeur maximale de 16,7 ng/g.

Tableau 6:

Fréquences des concentrations en DDT total dans les sédiments prélevés aux 98 stations du lac Saint-François pour les années 1979 à 1981.

CLASSE ng/g	FREQUENCE	FREQUENCE RELATIVE (%)
5	80	82
5,0 - 5,9	4	4
6,0 - 6,9	7	7
7,0 - 7,9	2	2
8,0 - 8,9	3	3
9,0 - 10	1	1
10 (16,7)	1	1

La distribution spatiale est présentée à la figure 18. Malheureusement, une série de nos résultats présentent des valeurs plus petites que 5 ng/g, ce qui obscurcit le patron spatial de contamination. Toutefois, le DDT ne suit pas la même distribution que les PCB. Les valeurs les plus élevées sont retrouvées un peu en aval de Cornwall, du côté nord, tandis que la région immédiate de Cornwall ne semble pas être très contaminée.

4.7 Mirex et autres pesticides organochlorés

Les pesticides autres que le DDT ne se trouvent qu'à des concentrations minimes (tableau 3). De plus, certains problèmes analytiques ont empêché d'obtenir une limite de détection en bas de 5 ng/g pour environ 30% des échantillons. Dans les Grands Lacs les concentrations sont semblables aux nôtres, bien que parfois un peu plus élevées (Frank et al., 1977; Frank et al., 1979).

Mentionnons que le fait d'avoir détecté le mirex en concentrations au-dessus de la limite de détection est très significatif. Le mirex est utilisé comme formicide surtout dans les états méridionaux des Etats-Unis. Autrefois, ce composé était aussi important par sa propriété ignifuge; parfois, le mirex a été utilisé pour produire de la fumée dans les exercices pyrotechchniques militaires. Un groupe de travail a publié un rapport traitant des divers aspects environnementaux du mirex (Task force, 1977).

La seule source connue pour notre système à l'étude est le lac Ontario, où le mirex provient de deux tributaires, les rivières Niagara et Oswego. Dans ce lac, le mirex a été détecté pour la première fois en 1973 (Kaiser, 1974). Dans les sédiments du lac Saint-François, nous avons détecté jusqu'à 3,3 ng/g. Holdrinet et al., (1978) ont trouvé jusqu'à 40 ng/g dans les sédiments du lac Ontario ($\bar{X}$ = 7,5 et s= 8,3). Toutefois, la plupart des sédiments du lac Ontario contenaient moins de 1 ng/g.

Or, le fait qu'on trouve jusqu'à 3,3 ng/g de mirex dans les sédiments du lac Saint-François indique un transport significatif de cette substance du lac Ontario vers l'aval du système du Saint-Laurent.

4.8 Hydrocarbures polyaromatiques (PAH)

Problématique

Les PAH sont des composés omniprésents dans l'environnement. Puisque certains de ces composés se sont avérés cancérigènes, leur ubiquité a suscité de l'inquiétude quant à leurs effets au niveau des organismes (spécifiquement aquatiques) et de l'homme. Depuis une vingtaine d'années, beaucoup d'information a été accumulée au sujet des PAH, notamment en ce qui concerne les sources, la distribution environnementale (air, eau, sédiments, bioaccumulation) et les effets biologiques (oncogénèse, mutagénèse). Neff (1979) a fait une revue de cette information en soulignant les aspects hydrobiologiques. Aussi dans le rapport annuel du Comité sur les objectifs dans l'écosystème aquatique de la Commission internationale mixte, un excellent résumé sur les PAH est inclus, traitant des sources, de l'acheminement et des effets toxiques (AEOC, 1983).

Les sources de PAH dans le milieu aquatique peuvent être naturelles mais en majeure partie elles sont anthropogéniques. Beaucoup de données ont été accumulées sur les PAH dans le milieu aquatique (surtout marin) mais la signification toxicologique de leur présence est encore peu connue.

Bien que des tumeurs et des anomalies tératogènes ont été provoquées par les PAH, l'importance de ces composés dans l'environnement comme substances cancérigènes et tératogènes pour les organismes aquatiques et pour l'homme n'a pas pu être évaluée. Toutefois, à la suite des travaux écotoxicologiques, il est recommandé pour le système des Grands Lacs que la teneur de ben-

zo(a)pyrène dans les sédiments ou dans la nourriture des poissons n'excède pas 1000 ng/g (AEOC, 1983). Les autres PAH, dont certains aussi cancérigènes, sont également à surveiller, d'autant plus que ces composés sont des inducteurs importants des oxidases à fonctions multiples (Addinon, 1984).

Résultats

Un résumé des résultats est présenté au tableau 4, tandis que les résultats individuels se trouvent en annexe. Il faut noter qu'un des composés des plus important (à cause de son potentiel cancérigène), le benzo(a)pyrène, ne se trouve malheureusement pas parmi les PAH analysés, parce que certaines difficultés techniques ont empêché la quantification de ce produit.

Les concentrations de PAH total s'élèvent jusqu'à 1883 ng/g. Ceci ne représente que la somme des huits composés analysés et quantifiés. La quantité totale de PAH contient probablement des milliers de composés individuels (Neff, 1979). Il est possible que les PAH quantifiés dans les sédiments du lac Saint-François ne représentent que 5 pour 100 du poids total des PAH. Quant aux composés individuels de PAH, il est difficile de faire une interprétation poussée à partir des valeurs retrouvées (tableau 4). Nous avons présenté les fréquences de distribution des PAH aux figures 19 à 26. La tendance générale qui en ressort est l'asymétrie de la distribution des valeurs: la mode se tient vers les valeurs basses et les valeurs les plus élevées se trouvent en général à quelques stations seulement.

Les 3 composés cancérigènes, BaA, BbF et IcdP (abréviations expliquées au tableau 2) se trouvent à des niveaux maximaux de 120, 770 et 900 ng/g, respectivement. Surtout les deux dernières valeurs sont relativement élevées. Une étude nationale, mandatée par l'administration centrale de la Direction de la qualité des eaux, a évalué les sédiments d'une trentaine de stations à travers le Canada (Watt, communication personnelle).

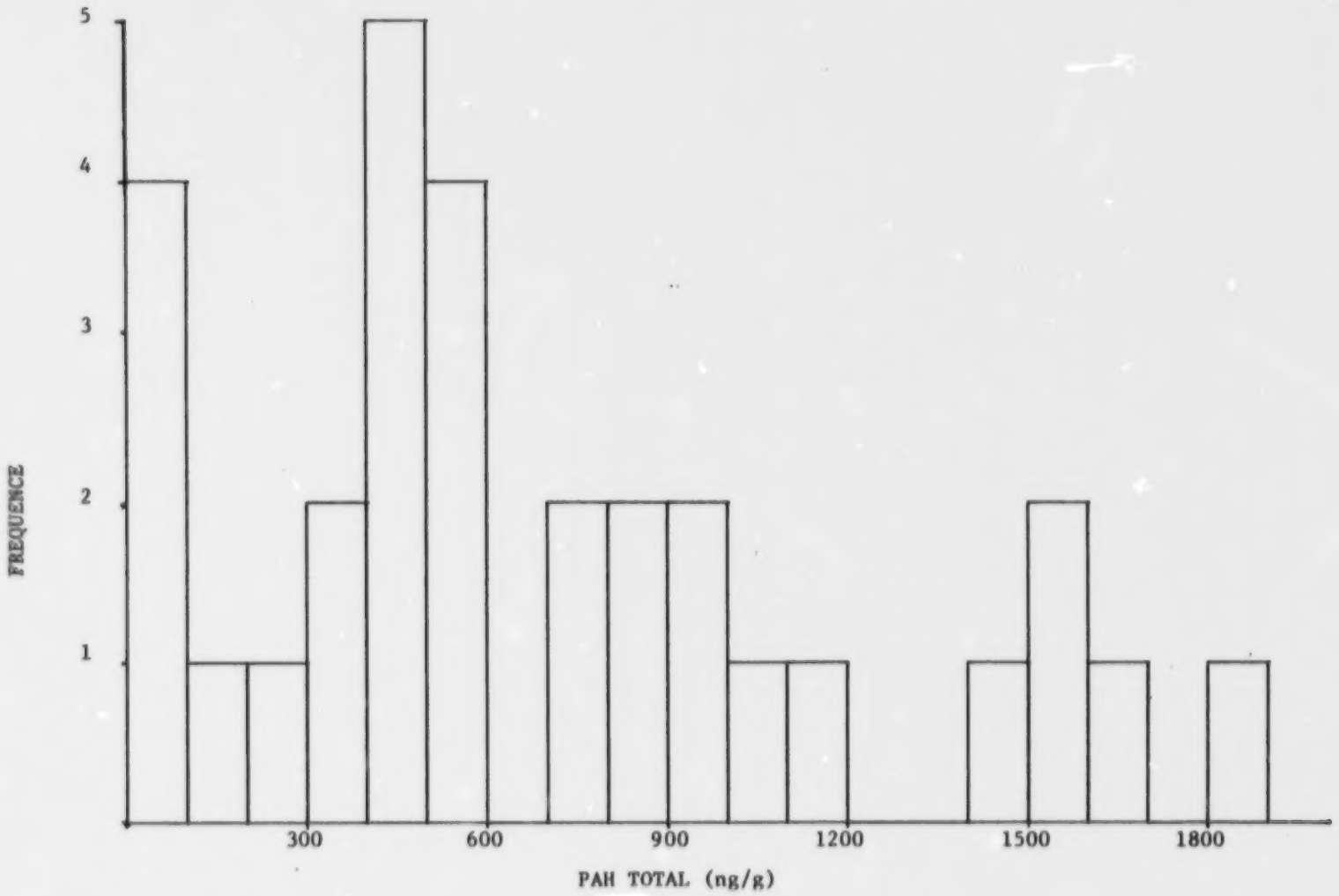


FIGURE 19: Histogramme de fréquence des concentrations en PAH total (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).

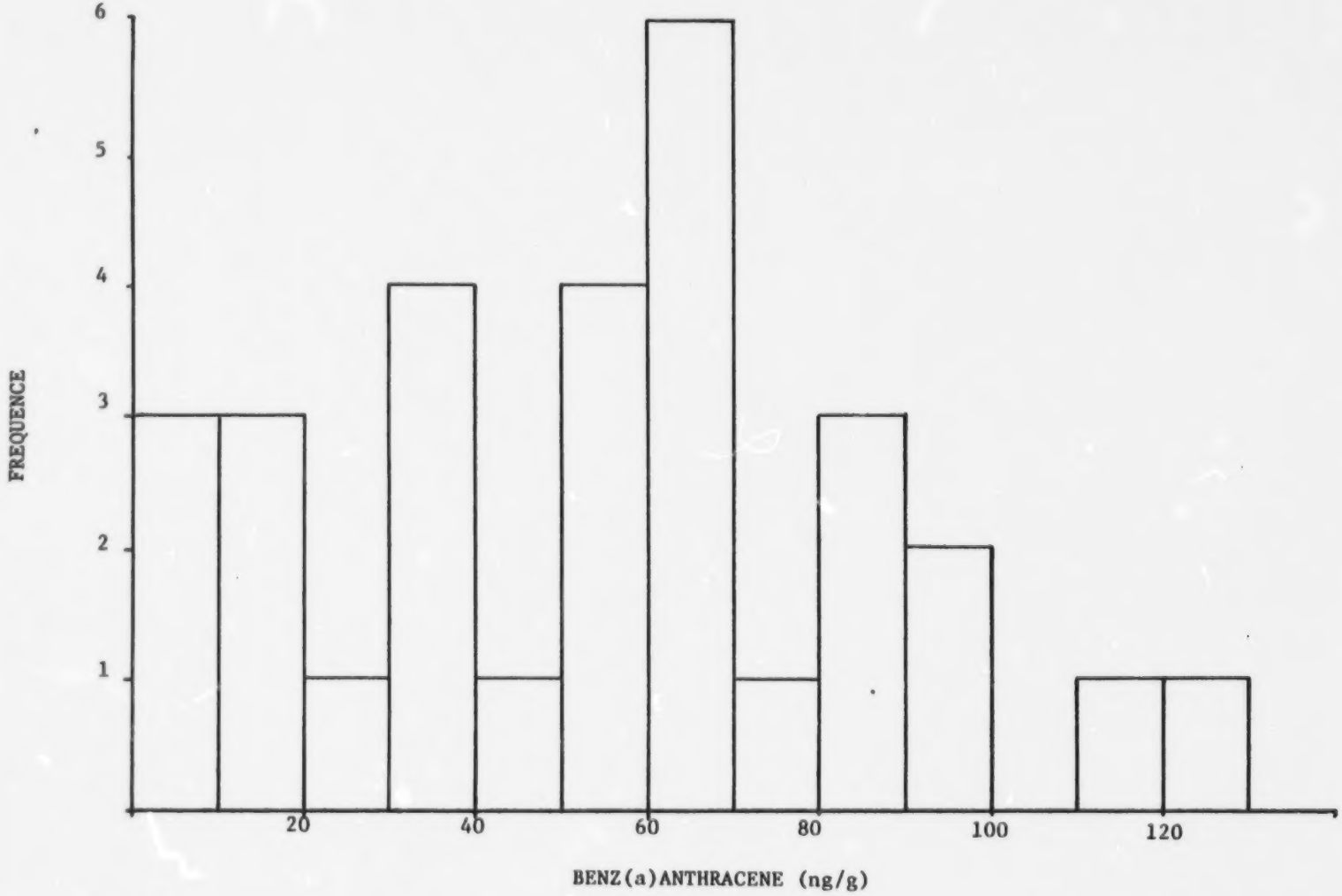


FIGURE 20: Histogramme de fréquence des concentrations en Benz(a)antracène (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).

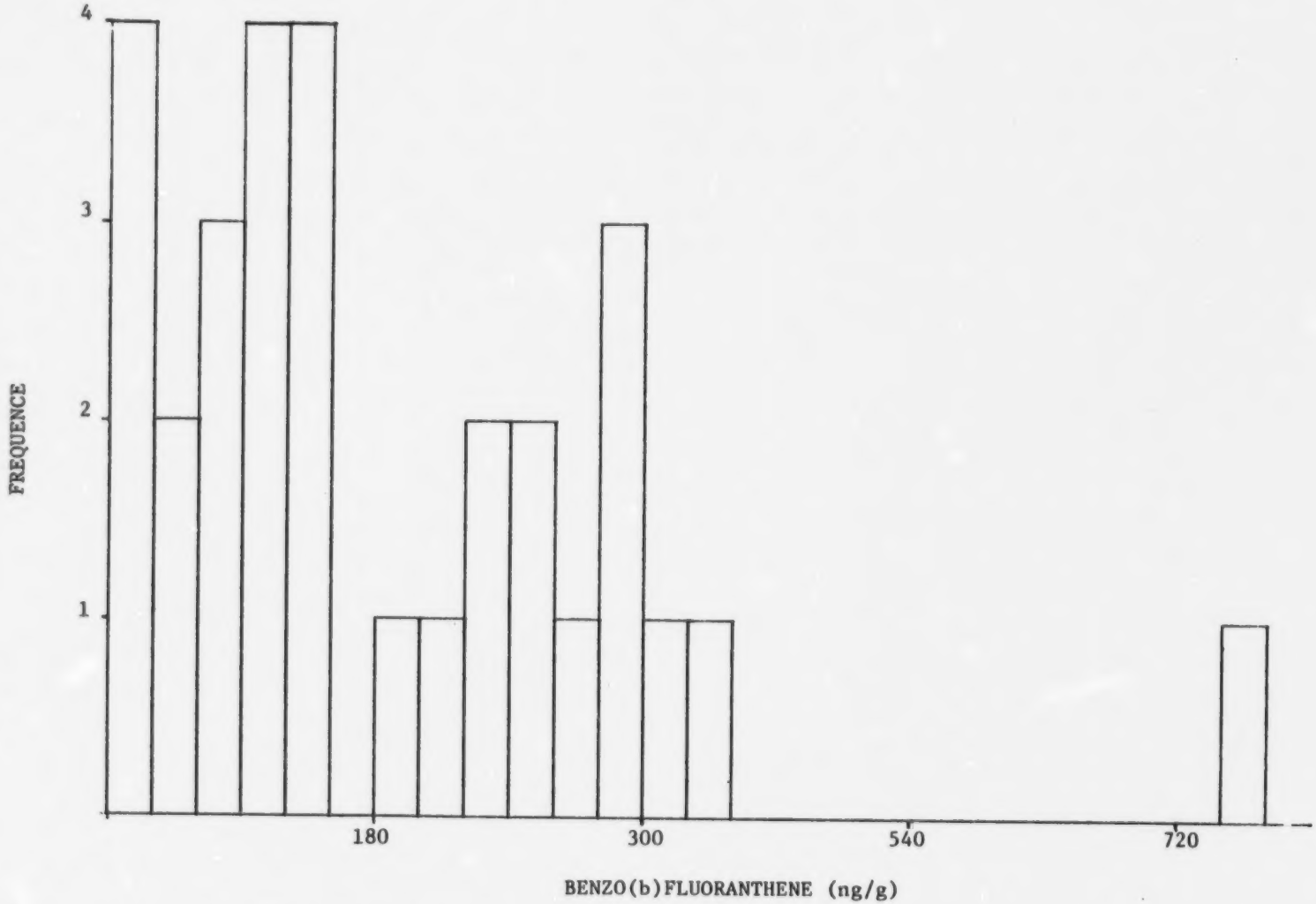


FIGURE 21: Histogramme de fréquence des concentrations en Benzo(b)fluoranthène (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).

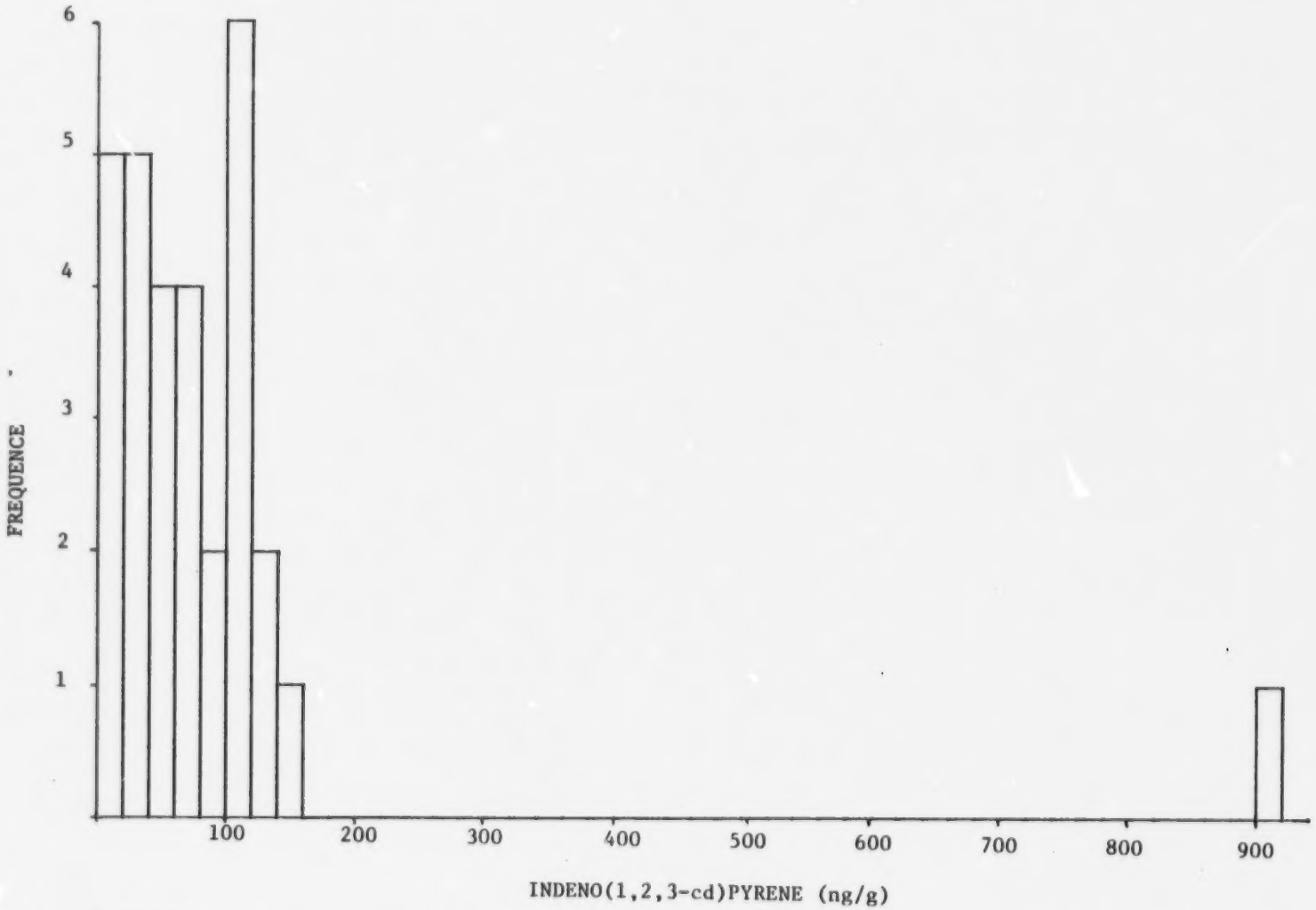


FIGURE 22: Histogramme de fréquence des concentrations en Indéno(1,2,3-cd)pyrène (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).

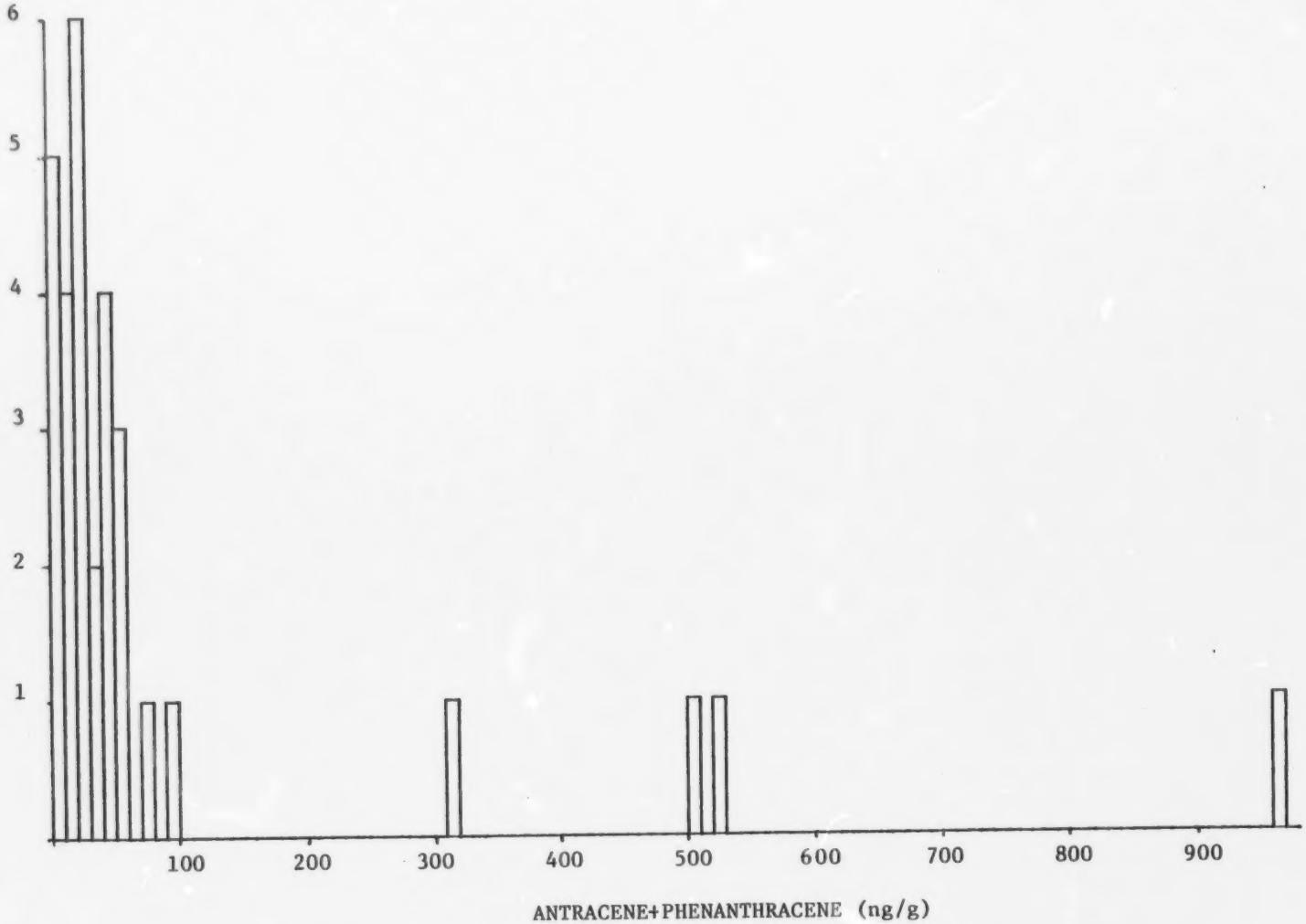


FIGURE 23: Histogramme de fréquence des concentrations en Antracène+Phénantracène (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).

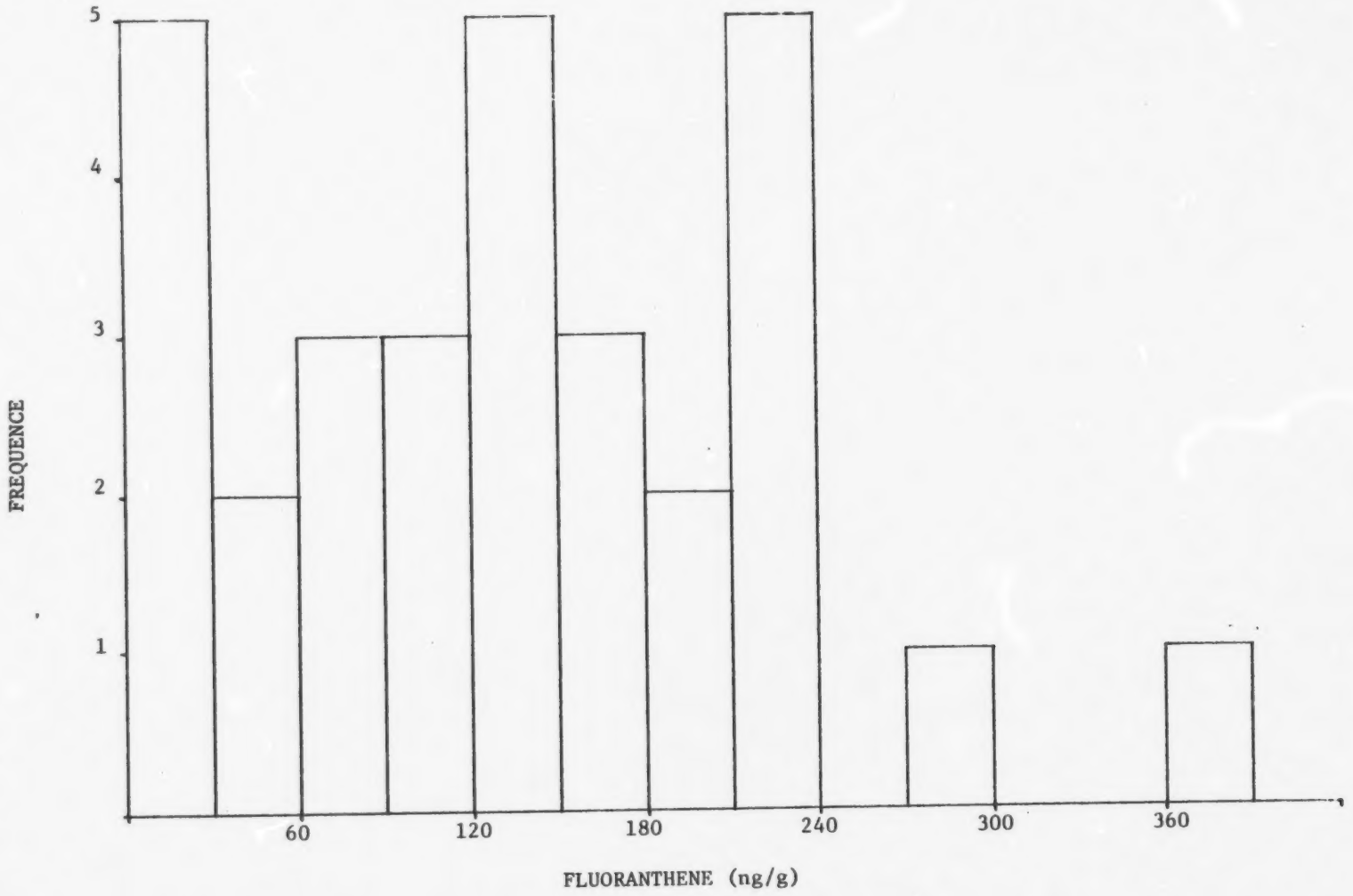


FIGURE 24: Histogramme de fréquence des concentrations en Fluoranthène (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).

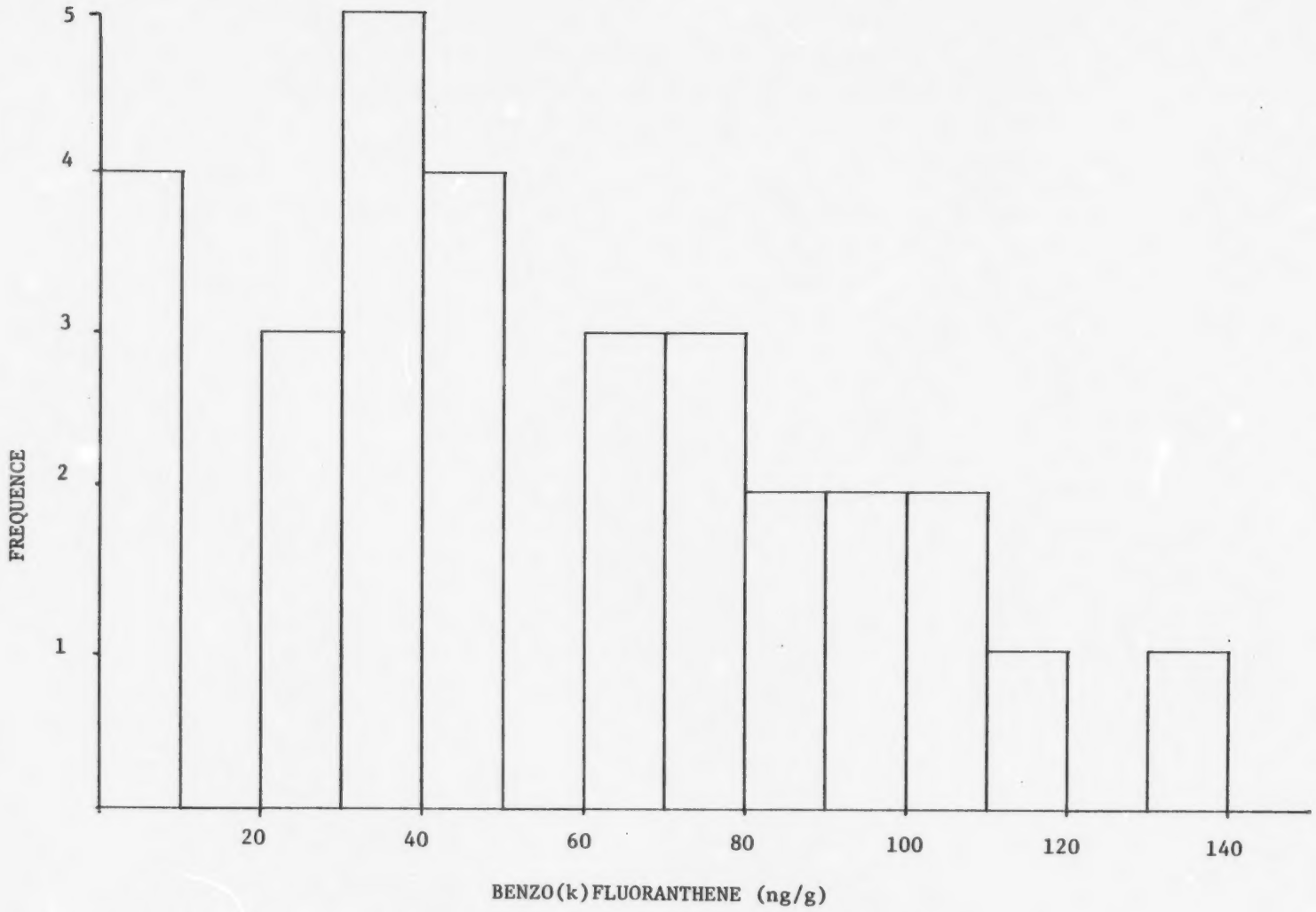


FIGURE 25: Histogramme de fréquence des concentrations en Benzo(k)fluoranthène (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).

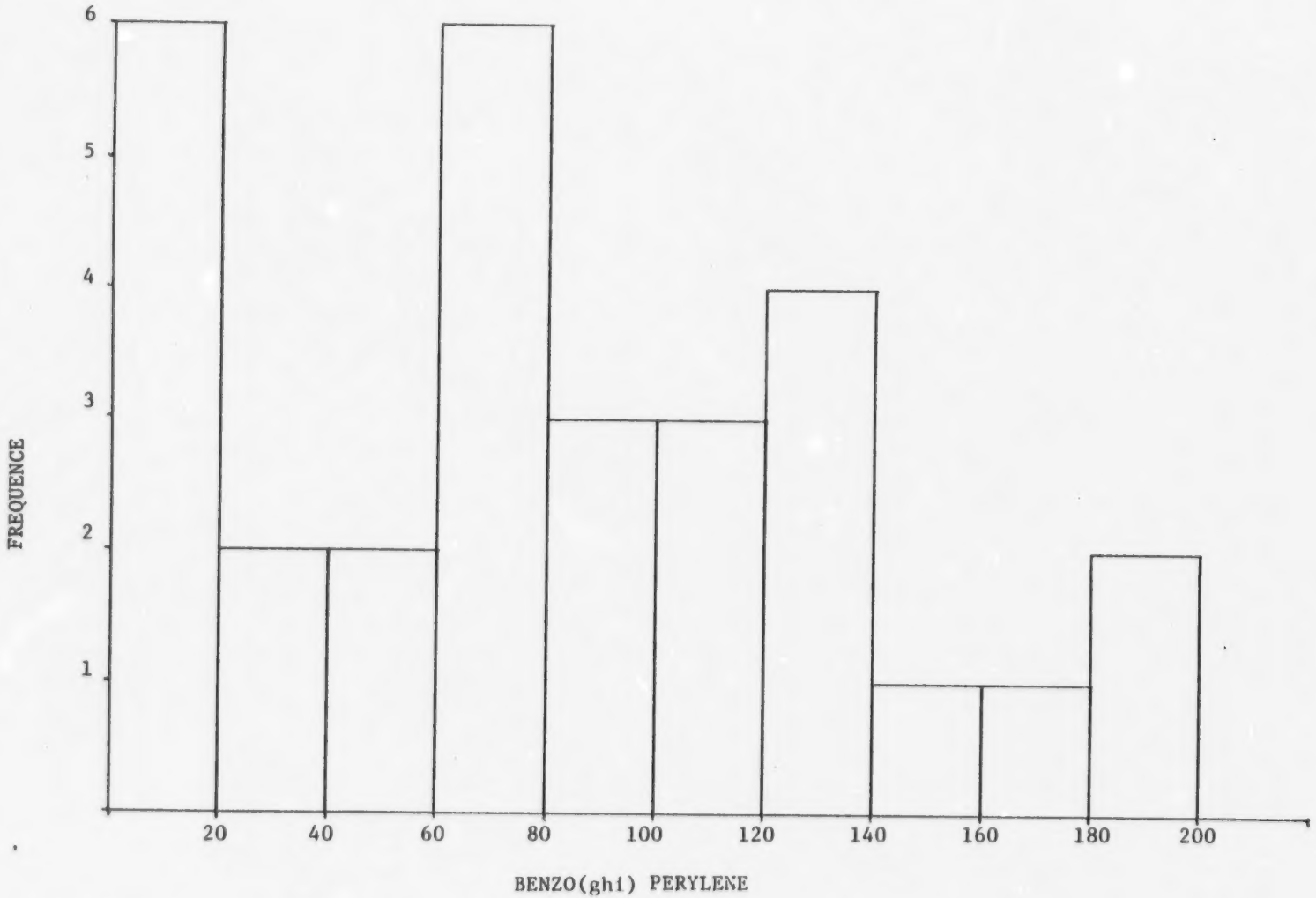


FIGURE 26: Histogramme de fréquence des concentrations en Benzo(ghi)perylène (ng/g) des sédiments du lac Saint-François prélevés aux 98 stations d'échantillonnage (1979-81).

A l'exception de deux stations dans les Maritimes (ports de St.John's et de Sydney), aucune des stations de cette étude n'approche les valeurs élevées du lac Saint-François. Cependant, la médiane de nos valeurs est du même ordre que les données de l'étude nationale.

Au tableau 7, nous avons reproduit des données de cette étude nationale provenant des stations du Saint-Laurent et des Grands Lacs, ainsi que d'un lac non contaminé et la médiane de nos données. Ces résultats sont relativement comparables, bien que nos médianes soient en général un peu plus bassés que celle de l'étude nationale. Ce qui est surprenant, c'est que le lac non contaminé (le lac de l'Est) soit aussi "contaminé" que des endroits industrialisés (toutes les autres endroits mentionnés dans le tableau 7). Toutefois, la station à la sortie du lac Ontario (Kingston), représentative de la qualité de l'eau quittant ce lac, est généralement plus contaminée que les autres stations. Malheureusement, l'étude nationale n'a pas tenu compte de la granulométrie, ni de la teneur en carbone organique, facteurs qui influencent l'adsorption des PAH.

Il est difficile d'évaluer les niveaux des différents composés de PAH quant aux effets écotoxicologiques. Cependant, il semble que les PAH adsorbés sur les sédiments sont peu biodisponibles aux organismes aquatiques (Neff, 1979). Les organismes benthiques contienent rarement plus de PAH que les sédiments de leurs habitats. On ne peut pas conclure, en se basant sur nos données et sur la littérature, que les niveaux retrouvés dans le lac Saint-François posent un danger pour les organismes aquatiques et pour l'écosystème comme tel.

La variation spatiale des PAH est représentée aux figures 27 à 34. Afin de donner un aperçu global, nous avons combiné les différentes fractions quantifiées et regroupées celles-ci comme

Tableau 7:

Comparaison entre les teneurs (ng/g) de PAH obtenues dans notre étude et celles de l'étude nationale.

STATION: COMPOSE*	LSF-0	LSF-1	LE	Co	Ki	Ni
F	120	130	130	230	210	140
BaA	53	---	---	---	---	---
BbF	130	110	150	160	250	90
Bkf	46	60	70	110	140	50
BaP	---	95	40	130	190	70
BghiP	70	170	220	190	420	150
IcdP	68	145	180	180	330	110

*abréviations expliquées au tableau 2

LSF-0: médiane de toutes les valeurs de notre étude, Lac Saint-François.

LSF-1: médiane de 6 valeurs de l'étude nationale, lac Saint-François.

LE: station dans la partie méridionale du lac de l'Est (frontière Québec - Maine), un plan (médiane, 3 valeurs).

Co: station à Cornwall, fleuve Saint-Laurent, étude nationale (médiane, 3 valeurs).

Ki: station à Kingston, fleuve Saint-Laurent, étude nationale (médiane, 3 valeurs).

Ni: station dans la rivière Niagara, étude nationale (médiane, 3 valeurs).

PAH totaux à la figure 27. Le patron de cette distribution démontre que le lac n'est pas contaminé de façon homogène. Toutefois, le nombre de stations évaluées et leur localisation ne permet pas d'établir un patron de contamination comme pour les PCB et le mercure. Il y a de petites régions qui présentent des teneurs assez élevées: rive-nord et rive-sud à Cornwall, ainsi que la zone de dépôt à l'extrémité est du lac. La région de Cornwall est probablement contaminée par l'émissaire de l'usine d'épuration qui se trouve juste en amont, étant donné que les égouts domestiques sont une source importante de PAH (Neff, 1979).

D'autre part, les concentrations généralement plus élevées le long de la rive sud du lac indiquent des sources proches. Les tributaires new-yorkais un peu plus en amont qui se déversent dans le tronçon international du fleuve le long de la rive sud sont probablement responsables de cette concentration régionale de PAH. Si les sources étaient beaucoup plus éloignées, comme le lac Ontario, la distribution serait beaucoup plus homogène, car il y aurait eu un mélange suffisant pour masquer les différences.

En ce qui concerne les composés individuels, le patron de distribution spatial n'est pas nécessairement le même. Aux figures 28 à 30, on retrouve les données pour les trois composés cancérigènes: BbA, BbF et IcdP. Toutefois, il y a une région chaude, où les concentrations sont généralement plus élevées, soit au milieu du lac, environ à mi-chemin Cornwall et Valleyfield (à l'ouest de la Pointe Dupuis). On observe ce phénomène surtout pour ces trois composés. La cause de cette concentration n'est pas connue. Encore là, le nombre de stations est trop faible pour établir un patron de distribution pour tout le lac.

Les autres composés non cancérigènes (A+P, F, BkF, BgP) présentent une distribution assez variable (figure 31-34): A+P est élevé dans la région de Cornwall et Saint-Régis; F se trouve à

des concentrations semblables partout dans le lac; BkF est un peu plus élevé dans la zone de dépôt; BgP est un peu plus élevé dans la partie ouest du lac. Encore ici, les connaissances actuelles ne permettent pas d'établir les causes et la signification de ces patrons de distribution, ni des concentrations observées.

4.9 Chlorobenzènes, pentachlorophénol et biphényles polybromés.

Les chlorophénols (CP), dont fait partie le pentachlorophenol (PCP), peuvent être considérés comme des biocides à usage multiple (Jones, 1981). Le PCP en particulier est utilisé dans l'industrie des pâtes et papier et comme préservatif du bois. Le PCP a été détecté dans les sédiments des Grands Lacs. La présence des CP dans l'environnement canadien est discutée par Jones (1981), tandis que Pierce (1978) a fait une revue de la problématique du PCP dans le système aquatique.

La présence des biphényles polybromés (PBB) dans l'environnement canadien est discutée dans un rapport gouvernemental par Jamieson (1977). Les PBB sont utilisés comme produits ignifuges dans les plastiques et les fibres synthétiques. Il ne semble pas que les PBB posent des problèmes loin des sources. Les études sur les PBB dans l'environnement se sont concentrées surtout sur la contamination locale, proche des sources.

Quant aux chlorobenzènes (CB), ce sont maintenant des composés omniprésents dans l'environnement (Oliver and Nicol, 1982). Les CB sont des produits persistants, utilisés à des fins multiples dans l'industrie et l'agriculture. Un des composés les plus communs, l'hexachlorobenzène (HCB), est utilisé comme biocide dans l'agriculture et l'industrie du bois. La problématique de ce composé au Québec est discutée dans un rapport interne du Service de la protection de l'environnement, région du Québec, (Chevalier et Alves, 1979).

Les composés PCP et PBB n'ont pas été détectés dans les sédiments du lac Saint-François. Les résultats de CB sont présentés au tableau 4. Seulement 10 échantillons ont été analysés pour toute la gamme de CB. Les niveaux s'avèrent très peu élevés. Toutefois, l'HCB a été analysé aux 98 stations, étant donné que ce composé fait partie de la série des pesticides organochlorés (tableau 3). Les concentrations de l'HCB s'élèvent jusqu'à 13 ng/g, avec une médiane de 0.6.

Les concentrations de CB détectées dans les sédiments des Grands Lacs varient de non détectables (surtout au lac Supérieur) jusqu'à des valeurs élevées de 13 à 320 ng/g (les divers CB) au lac Ontario. La concentration moyenne d'HCB au lac Ontario était 97 ng/g (Oliver and Nicol, 1982). Il semble que des sources ponctuelles importantes soient responsables de cette contamination dans ce lac.

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Les substances retrouvées à des concentrations significatives parmi celles analysées lors de notre étude se limitent au mercure, aux PCB et PAH. Les valeurs variaient pour le mercure entre 1 et 1500 ng/g, avec une médiane de 135 ng/g; pour les PCB, entre 1 et 1900 ng/g, avec une médiane de 170 ng/g; pour les PAH totaux (8 composés), entre 30 et 1900 ng/g, avec une médiane de 550 ng/g.

Les concentrations de Hg et de PCB suivent un patron de distribution, qui ne s'explique pas par la granulométrie ou la teneur en carbone organique. Le mercure ést concentré le long de la rive nord, surtout vers Cornwall, tandis que les PCB sont concentrés le long de la rive sud, surtout vers l'état de New-York. On en tire la conclusion que Cornwall constitue une importante source de mercure (usine chlore-alcali jusqu'aux années 1970), alors que les tributaires new-yorkais contribuent de façon significative à la contamination par les PCB.

Les concentrations de mercure sont peu élevées dans le restant du lac. Toutefois, les concentrations de PCB sont élevées plus ou moins partout dans le lac, à l'exception de quelques stations seulement. Par conséquent, on peut conclure que le lac Ontario demeure une source importante de contaminants pour le système fleuve Saint-Laurent, en aval. Le fait que nous ayons retrouvé du mirex, dont la seule source est le lac Ontario, dans les sédiments du lac Saint-François corrobore cette conclusion.

La nature physique des sédiments (granulométrie, prédominance de sable) indique que le lac Saint-François se caractérise par des conditions fluviales plutôt que lacustres. On en conclut qu'une fraction importante des substances toxiques, qui entrent dans ce système, ne s'y accumulent pas, mais continuent leur cheminement vers la région de Montréal. Par conséquent, le transport à distance des contaminants provenant du lac Ontario, tel qu'indiqué auparavant, ne sera que peu tampon-

né par le système du lac Saint-François. Cependant, la présence de certaines substances toxiques à des concentrations assez élevées indique une accumulation significative dans les sédiments. On peut conclure que l'apport des substances toxiques est très importante dans ce lac et que, malgré les conditions fluviales, il y a quand même cette accumulation. Cela nous fait réfléchir sur la qualité de cette partie du fleuve si les conditions étaient plutôt lacustres avec des sédiments fins en prédominance.

Etant donné que l'étude des sédiments du lac Saint-François est loin d'être complète, il est recommandé fortement d'effectuer des travaux complémentaires afin de mieux connaître le régime sédimentologique du lac et son rôle dans le transport et l'accumulation des substances toxiques:

- effectuer une étude sédimentologique et géochimique du lac, inluant l'écho-sondage et le carottage (taux de sédimentation)
- faire un historique de la contamination à l'aide de carottage
- compléter la gamme des métaux lourds analysés: Cd, Cu, Pb, Zn, Ni, Cr, As, Se, Fe, Mn
- appliquer des techniques d'éco-toxicologie, présentement en élaboration, afin de dresser une carte de toxicité et de voir si elle correspond à la carte de distribution des niveaux de substances toxiques.

Comme recommandation générale, nous sommes d'avis que les connaissances sont insuffisantes sur la signification de la présence et des niveaux des PAH retrouvés dans le milieu aquatique. Il nous a été très difficile, sinon impossible, de faire une interprétation valable de nos résultats sur ces composés. De plus, il est important et nécessaire que d'autres substances toxiques prioritaires soient étudiées et évaluées dans le système du lac Saint-François. Il devient nécessaire d'évaluer a priori les sources, afin de déterminer les substances qui peuvent s'y retrouver potientiellement. Certains travaux écotoxicologiques appliqués à l'étude des sédiments nous permettront d'identifier des régions chaudes, lesquelles seront par la suite étudiées plus intensément.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

Addison, R.F., 1984. Hepatic Mixed function Oxidase (MFO) Induction in Fish as a Possible Biological Monitoring System. In: Contaminant effects on fisheries, pp 51-60. eds. V.W. Cairns, P.V. Hodson, and J.O Nriagu. Advances in Environmental Sciences and Technology, vol. 16. John Wiley and Sons, Inc.

AEOC, 1983. Annual Report 1983. Report of the Aquatic Ecosystem Objectives Committee. Great Lakes Science Advisory Board, International Joint Commission, Windsor, Ontario. 69 p.

Allan, R.J., 1979. Sediment-Related Fluvial Transport of Contaminants: Some Advances by 1979. Scientific Series No. 107, Inland Waters Directorate, Environment Canada. 24 p.

Anonyme, 1973. Aspects physiques et sédimentologiques, Etude du fleuve Saint-Laurent, tronçon Cornwall-Varennes. Rapport technique, Centre de Recherches sur l'eau, Université Laval, Québec. 138 p.

Anonyme, 1982. Toxic Substances Control Programs in the Great Lakes Basin. Report to the Great Lakes Water Quality Board, International Joint Commission. 94 p.

CESL, 1978. Rapport du Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Environnement Canada et les Services de la protection de l'environnement du Québec, l'Editeur officiel du Québec. 293 p.

Chan, C.H., 1980 St-Lawrence River Water Quality Surveys, 1977. Scientific Series No. 113, Inland Waters Directorate, Environment Canada. 16 p.

Chevalier, M. et H.H.D. Alves, 1979 L'hexachlorobenzène dans l'environnement; vue d'ensemble du problème au Québec. Document de travail, Division des contaminants de l'environnement, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Montréal. 87 p. plus 12 annexes.

Damiani, V. and R.L. Thomas, 1974. Mercury in the sediments of the Palanza Basin. Nature, 251 (5477): 696-697.

Duncan, G.A. and C.G. LaHaie, 1979. Size analysis and procedures used in the sedimentology laboratory, NWRI. Manual, Shore Processes Section, Hydraulics Division, National Water Research Institute, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario. 23 p.

Dunn, B. and R.J. Armour, 1980. Sample Preparation and Purification for the Determination of PAH by Reversed Phase Chromatography. Anal. Chem., 52: 2027

Durette, Y.J. and P. Zrymiak, 1978. HYDAC-100. An Automated System for Hydrographic Data Acquisition and Analysis. Techn. Bull. no. 105, Inland Waters Directorate, Environment Canada. 44 p.

Environment Canada, 1981 Analytical Methods Manual. Water Quality Branch Inland Waters Directorate, Environment Canada, Ottawa (non-paginé).

Environnement Canada, 1983. Echantillonnage pour la qualité de l'eau. Direction de la qualité de l'eau, Direction des eaux intérieures, Environnement Canada. 67 p.

Fox, M.E., J.H. Carey, and B.C. Oliver, 1983. Compartmental distribution of organochlorine contaminants in the Niagara River and the western basin of Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 9 (2): 287-294

Frank, R., M. Holdrinet, H.E. Braun, R.L., Thomas and A.L.W. Kemp, 1977. Organochlorine insecticides and PCB's in sediments of Lake St-Clair (1970 and 1974) and Lake Erie (1971). The Science of the Total Environment, 8: 205-227

Frank, R., R.L. Thomas, M. Holdrinet, A.L.W. Kemp, and H.E. Braun, 1979. Organochlorine insectides and PCB in surficial sediments (1968) and sediment cores (1976) from Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 5 (1): 18-27

Golterman, H.L., 1975 Physiological Limnology. An approach to the physiology of lake ecosystems. Elsevier Scientific Publishing Company, New-York.

Gravel, Y. et G. Pageau, 1976. Les ressources biologiques et récréatives du Saint-Laurent sont-elles inépuisable? L'ingénieur, no. 314: 21-36.

Guy, H.P., 1969. Laboratory Theory and Methods for Sediment Analysis. Geol. Surv. Books, U.S. Geological Survey, Department of the Interior, Washington, D.C.

Holdrinet, M.V.H., R. Frank, R.L. Thomas, and L.J. Hetling, 1978. Mirex in the sediments of Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 4 (1): 69-74.

Jamieson, James W.S., 1977. Polybrominated Biphenyls in the environment. Report EPS-3-EC-77-18, Envrionmental Protection Service, Environment Canada, Ottawa. 71 p.

Jensen,S., A.G. Johnels, M. Olsson, and G. Otterlind, 1969. DDT and PCB in Marine Animals from Swedish Waters. Nature, 224 (5216): 247-250.

Jones, P.A., 1981. Chlorophenols and there inpurities in the Canadian environment. Report EPS 3-EC-81-2, Environmental Protection Service, Environment Canada, Ottawa. 434 p.

Kaiser, K.L.E., 1974. Mirex: An unrecognized contaminant of fishes from Lake Ontario. Science 185: 523-525.

Kauss, P., Hamdi, Y, and Hamma, B., 1984. Assessment of water,sediments, and biota in the Cornwall, Ontario, and Massena, New-York, section of the St-Lawrence River, 1979-1982. Ontario Ministry of Environment Report (in prep.).

Kemp, A.L.W., R.L. Thomas, H.K.T. Wong, and L.M. Johnston, 1977. Nitrogen and C/N Ratios in the Sediments of Lakes Superior, Huron, St.Clair, Erie, and Ontario. Can. J. Earth Sciences, 14: 2402-2413.

Levings, C.D., 1982. The Ecological Consequences of Dredging and Dredge Spoil Disposal in Canadian Waters. NRCC No 18130, Environmental Secretariat, NRCC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, National Research Council of Canada, Ottawa, Ontario. 142 p.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer, 1980. References sur la qualité des eaux. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux. Environnement Canada, Ottawa. 100 p.

Mudroch, A., and S. Litten, 1982. Standardization of Contaminants Data for Niagara River Sediments. Report to the Niagara River Toxics Committee, International Joint Committee, Windsor, Ontario. 12 p.

Neff, J.M., 1979 Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Sources, Fates and Biological Effects. Applied Science Publishers Ltd, London. 262 p.

Oliver, B.G. and K.D. Nicol, 1982. Chlorobenzenes in Sediments, Water, and Selected Fish from Lakes Superior, Huron, Erie, and Ontario. Environ. Sci. Technol., 16 (8): 532-536.

Pierce, R.H., 1978 Fate and Impact of Pentachlorophenol in a Freshwater Ecosystem. Report EOA-600/3-78-063, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia 30605. 62 p.

Serodes, J.-B., 1978. Qualité des sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent entre Cornwall et Montmagny. Rapport technique no 15, Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, Environnement Canada et Service de la protection de l'environnement du Québec. L'éditeur officiel du Québec. 497 p.

Sérodes, J.-B. et L. Talbot, 1978. Projet de restauration du sud du lac Saint-Louis contaminé par le mercure. Rapport technique. Service de protection de l'environnement du Québec et Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures.

Sloterdijk, H.H., 1977. Accumulation des métaux lourds et des composés organochlorés dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent. Rapport technique no 7, Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, Environnement Canada et Service de la protection de l'environnement du Québec. L'éditeur officiel du Québec. 181 p.

Sloterdijk, H.H. et L.M. Azzaria, 1979. Etude des sédiments de la région de Rouyn-Noranda. Rapport sectoriel E-5, Groupe Ecologie, projet "Région Rouyn-Noranda", Bureau d'étude sur les substances toxiques, Environnement Québec. 189 p.

Sly, P.G., H.L. Golterman et R.L. Thomas, 1981. Importance des sédiments dans l'étude de l'environnement aquatique. Bulletin de la qualité des eaux, 6 (2): 29-33 et 53-54.

Sydor, M., 1977. Etude d'un modèle bidimensionnel pour le fleuve SaintLaurent. Rapport technique no. 16, Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent.

Task Force, 1976. Background to the Regulation of Polychlorinated Biphenyls (PCB) in Canada. Technical report 76-1. Environmental Contaminants Committee, Environment Canada and Health and Welfare Canada. 169 p.

Task Force, 1977. Mirex in Canada. Technical Report 77-1, Environmental Contaminants Committee, Environment Canada and Health and Welfare Canada, 153 p.

Thomas R.L., 1968. A note on the relationship of grain size, clay content, quartz and organic carbon in some Lake Erie and Lake Ontario sediments. J. Petrol. 39: 803-809.

Thomas, R.L., 1972. The distribution of mercury in the sediments of Lake Ontario. Can. J. Earth Sci., 9: 636-651.

Thomas, R.L., A.L. Kemp, and C.M.F. Lewis, 1972. Distribution composition and characteristics of the surfacial sediments of Lakes Ontario. J. Sed. Petrol., 42: 66-84.

ANNEXE

ANNEXE

Résultats d'analyses des sédiments pour les hydrocarbures polyaromatiques (PAH prélevés à 30 stations d'échantillonnage du lac Saint-François (la localisation des stations apparaît à la figure 2; les symboles sont expliqués au tableau 2).

STATION	PAH	A+P	F	BaA	BbF	BkF	BghiP	IcdP
7944	1556	520	220	86	400	110	120	100
7946	1883	960	360	67	280	73	70	73
7947	568	310	130	11	75	26	11	5
7948	1441	500	190	81	330	100	130	110
7952	402	18	71	37	96	39	83	58
7953	704	43	120	58	270	69	72	72
7954	767	53	220	68	140	88	88	110
7956	1560	54	185	96	770	130	185	140
7958	426	27	120	25	100	33	55	66
7959	188	7	31	17	48	20	36	29
7960	49	2	15	5	18	7	2 P	2 P
7961	481	18	73	30	220	30	72	38
7962	37	3	11	11	7	3	2 P	2 P
7965	409	20	77	35	120	40	65	52
7966	442	21	11	40	200	44	74	52
7967	916	42	170	67	340	77	115	105
7968	545	38	115	57	115	61	90	69
7970	1127	77	220	110	360	100	140	120
7971	1667	55	210	75	240	87	100	900
7972	542	45	160	55	120	44	64	54
8001	903	99	270	120	100	97	120	97
8007	287	17	36	36	88	37	42	31
8008	333	29	110	67	43	22	38	24
8009	842	35	160	64	240	63	170	110
8011	40	3	12	4	13	6	2 P	2 P
8105	31	2	11	6	7	3	2 P	2 P
8106	841	20	130	67	340	74	110	100
8107	362	20	120	83	66	34	38	38
8109	1094	40	230	99	310	95	190	130
8114	558	13	96	50	140	47	130	82

No. de station: Ex: 7901 où 79 est l'année d'échantillonnage et 01, le numéro de la station pour cette année.

Limite de détection: Ex: 2P ou P veut dire "PLUS PETIT QUE" et 2 représente la valeur de la limite de détection.

Provenance des analyses: Novalab.

RÉSULTATS D'ANALYSE DES SÉDIMENTS PRÉLEVÉS AUX 98 STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE DU LAC SAINT-FRANÇOIS

(LA LOCALISATION DES STATIONS APPARAIT A LA FIGURE 2)

NO DE STATION	GRANULOMÉTRIE				AZOTE, CARBONE ET MERCURE					COMPOSÉS ORGANOCHLORÉS												NO DE STATION
	GRAVIER	SABLE	LIMON	ARGILE	C TOTAL	C ORGANIQUE	N TOTAL	C ORGANIQUE / C TOTAL	Hg	PCB	DDT TOTAL	p,p'-DDE	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT	HCB	BHC TOTAL	CHLORDANE TOTAL	DIELDRINE	MIREX	HEPTACHLORE TOTAL	ALDRINE	HEPTACHLORE	
	(%)				(%)				(mg/g)	(mg/g)														
7901	12,6	54,3	26,1	7,0	3,7	2,6	0,29	9	440	100	7,7	2,5	2,4	0,6	2,2	2,1	0,2P	1,9	0,6	0,9	0,1P	0,1P	0,1P	7901
7902	30,2	38,5	16,7	14,6	7,7	5,9	0,76	8	900	110	5,9	4,6	1,3	0,1P	0,1P	4,8	1,1	5,1	1,2	2,1	0,1P	0,1P	0,1P	7902
7903	0,1	12,5	24,9	62,4	1,0	0,4	0,05	8	10	2P	0,5	0,3	0,1P	0,2P	0,2	0,1P	0,2	0,2	0,6	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7903
7904	33,1	31,9	12,0	23,0	2,4	1,1	0,15	7	30	52	1,9	0,8	0,5	0,6	0,1P	0,2	0,2	1,4	0,4	0,3	0,1P	0,4	0,1P	7904
7905	19,4	73,1	5,9	1,6	1,4	0,7	0,09	8	48	46	2,2	0,9	0,6	0,1P	0,7	0,5	0,2	1,8	0,5	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7905
7906	14,0	43,0	28,6	14,4	4,5	2,5	0,25	10	427	404	3,5	3,5	0,1P	0,1P	0,1P	2,0	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7906
7907	17,8	67,8	2,7	11,7	0,8	0,5	0,04	13	3	123	0,1	0,1	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	[illegible]	0,1P	0,1P	0,1P	7907
7908	20,2	69,7	5,9	4,2	1,2	0,6	0,04	14	24	575	0,4	0,4	0,1P	0,1P	0,1P	0,1	0,2	0,1P	0,3	[illegible]	0,1P	0,1P	0,1P	7908
7909	7,1	38,5	8,1	46,3	1,0	1,0	0,10	10	28	260	0,5	0,5	0,1P	0,1P	0,1P	0,1	0,2	1,3	0,3	0,1	0,1P	0,1P	0,1P	7909
7910	11,2	75,3	11,8	1,7	1,2	0,7	0,09	6	57	165	4,0	1,3	1,4	0,1P	1,3	0,3	0,6	0,2	0,4	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7910
7911	13,4	67,4	13,9	5,0	2,1	1,2	0,13	9	83	291	1,6	1,6	0,1P	0,1P	0,1P	0,6	0,1	0,1	0,3	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7911
7912	22,6	53,6	11,7	12,1	2,6	1,1	0,12	9	62	102	0,0	0,8	0,1P	0,1P	0,1P	0,1	0,3	0,2	0,3	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7912
7913	5,0	47,8	36,9	10,3	3,5	2,5	0,30	8	455	90	2,0	1,4	0,1P	0,6	0,1P	2,1	0,5	0,3	0,6	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7913
7914	14,9	46,3	31,0	7,9	5,7	3,9	0,47	9	824	216	5,6	5,2	0,0P	0,0P	0,0P	3,8	1,0	4,3	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7914
7915	13,6	43,8	27,8	14,5	3,1	1,6	0,17	9	188	435	4,0	4,0	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7915
7916	3,3	70,7	23,9	2,2	1,2	[illegible]	0,09	12	19	180	3,4	3,2	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7916
7917	5,5	66,7	26,6	1,2	1,3	0,9	0,09	10	32	200	0,4	0,4	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7917
7918	2,4	59,1	34,6	3,9	1,7	1,0	0,11	9	44	161	1,1	1,1	0,1P	0,1P	0,1P	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7918
7919	5,2	68,3	16,2	10,4	1,8	0,9	0,11	8	17	125	0,2	0,2	0,1P	0,1P	0,1P	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7919
7920	8,5	36,7	49,8	5,0	3,8	2,5	0,38	6	49	148	3,7	2,3	0,7	0,1P	0,7	0,1P	0,9	1,3	0,1P	0,1P	0,1P	0,7	0,1P	7920
7921	7,2	72,8	19,3	0,8	1,6	1,1	0,12	9	66	260	4,8	2,2	1,4	0,1P	1,2	0,1P	0,7	1,7	0,1P	0,1P	0,1P	1,1	0,5	7921
7922	8,3	60,6	26,7	4,4	1,0	0,2	0,14	5	37	62	1,1	0,4	0,7	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,4	0,1P	0,1P	0,4	0,5	0,3	7922
7923	30,9	44,2	9,1	15,8	7,0	4,6	0,50	7	7	132	3,6	1,7	1,1	0,1P	1,0	1,2	0,9	1,4	0,1P	0,1P	0,2	0,1P	3,2	7923
7924	2,0	84,9	9,1	4,0	0,8	0,5	0,04	13	5	32	0,6	0,3	0,1P	0,1P	0,6	0,3	0,3	0,1P	0,1P	0,1P	0,2	0,1P	0,1P	7924
7925	4,6	80,9	7,5	7,0	1,5	0,5	0,11	4	6	39	0,3	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1	0,5	0,1P	0,1P	0,1P	0,1	0,6	7925
7926	4,5	86,8	3,1	5,6	1,0	0,5	0,07	8	3	19	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,3	0,1P	0,1P	0,4	0,1P	0,1P	7926
7927	4,0	57,9	25,0	12,4	5,2	4,0	0,40	11	207	129	0,7	0,1P	0,1P	0,1P	0,7	0,1P	0,3	0,6	0,2	0,2	0,1P	0,1P	0,1P	7927
7928	20,1	56,4	17,3	7,2	3,6	3,0	0,30	10	109	270	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,3	1,0	0,6	0,1P	0,2	0,1P	0,1P	0,1P	7928
7929	5,2	49,0	45,8	0,0	4,2	3,4	0,34	10	123	479	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,4	0,6	0,1P	0,2	3,3	0,1P	0,1P	0,1P	7929
7930	3,3	47,1	50,4	1,2	4,1	4,0	0,33	10	115	415	0,2	0,1P	0,2	0,1P	0,1P	0,4	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,2	0,1P	0,1P	7930
7931	9,9	48,8	42,4	1,8	4,3	3,6	0,49	7	138	433	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,5	0,2	0,1P	0,2	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7931
7932	5,4	86,5	7,5	0,6	1,4	1,4	0,09	15	36	5	1,4	0,2	0,1P	0,6	0,6	0,7	0,2	0,2	0,1P	0,1P	0,1	0,1	0,1P	7932
7933	5,8	91,6	1,8	0,8	0,8	0,7	0,06	12	1P	21	1,5	0,1	0,1P	0,1P	0,1	0,5	0,3	1,3	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7933
7934	0,3	76,4	13,8	3,5	2,4	1,3	0,15	9	34	133	0,2	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,6	1,1	0,2	0,1P	1,5	0,5	0,5	0,1P	7934
7935	12,1	65,6	18,2	0,0	10,1	8,7	0,91	10	238	1109	2,7	1,7	1,0	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7935
7936	11,2	44,9	40,0	2,9	6,8	4,0	0,40	10	162	626	0,3	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1	0,6	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7936
7937	3,3	80,7	12,5	3,5	2,9	2,7	0,24	11	48	<1	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	7937
7938	5,1	46,2	36,7	12,0	16,6	16,1	1,08	15	144	180	1,3	1,3	0,1P	0,1P	0,1P	0,4	0,1P	1,8	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,7	7938
7939	3,3	65,3	31,4	0,0	3,9	3,6	0,28	13	139	670	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,4	1,2	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7939
7940	22,4	52,0	22,2	3,4	4,4	2,8	0,32	9	129	222	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7940
7941	7,7	63,7	25,2	3,4	3,2	1,8	0,21	8	69	180	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	0,0P	1,0P	0,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7941
7942	3,2	87,6	6,2	3,0	1,3	0,9	0,11	8	1P	26	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	1,0	2,0	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7942
7943	8,0	45,6	45,3	1,2	4,1	3,4	0,26	8	99	250	0,8	0,8	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7943
7944	5,4	57,9	35,7	1,0	4,4	3,6	0,36	10	153	740	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7944
7945	30,8	39,1	26,1	4,1	6,3	3,5	0,41	8	125	1270	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7945
7946	6,4	54,4	39,2	0,0	7,1	5,8	0,60	10	1060	180	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7946
7947	11,1	70,4	16,3	2,2	5,7	2,8	0,49	10	61	50	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7947
7948	4,7	57,9	32,9	4,5	4,1	2,8	0,28	12	158	1900	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7948
7949	1,2	53,4	43,5	2,0	4,8	3,2	0,34	9	380	180	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	1,0	0,6	0,8	0,4	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7949
7950	8,4	50,2	39,3	2,2	6,1	4,3	0,47	8	1430	110	4,5	4,5	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7950
7951	2,9	22,6	65,4	9,1	4,4	2,7	0,28	10	214	1870	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7951
7952	10,8	66,9	20,1	2,2	2,3	1,1	0,11	10	137	640	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7952
7953	10,2	40,8	47,4	1,7	3,4	1,6	0,16	10	366	550	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7953
7954	2,5	11,6	57,5	28,4	5,2	3,9	0,41	10	1050	405	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	4,5	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7954
7955	2,0	11,4	64,2	22,5	5,1	3,2	0,32	10	484	1100	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7955
7956	3,6	24,1	66,4	26,0	6,9	5,4	0,57	9	299	1335	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7956
7957	10,3	65,9	20,1	3,7	4,8	3,7	0,46	8	124	170	0,4	0,4	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,2	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7957
7958	2,4	64,9	21,8	10,9	7,3	5,5	0,66	8	390	370	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	2,0	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7958
7959	5,1	82,8	8,8	3,4	2,2	1,2	0,16	9	66	190	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7959
7960	2,2	54,2	28,2	15,5	2,0	1,3	0,14	9	205	10	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7960
7961	17,3	61,4	16,8	4,5	5,0	2,1	0,27	8	336	40	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	2,0	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7961
7962	2,4	80,1	13,2	4,3	1,3	0,7	0,07	10	48	75	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	2,0	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7962
7963	13,7	64,5	12,4	9,4	4,1	2,3	0,35	15	56	190	0,8	0,4	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7963
7964	6,2	34,0	32,6	27,3	8,8	6,5	0,86	8	770	160	0,7	0,7	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	1,5	2,3	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7964
7965	11,4	49,2	26,7	12,8	7,1	4,3	0,57	8	478	230	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	3,0	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7965
7966	12,7	46,9	32,2	9,5	5,6	1,7	0,24	7	627	145	7,6	7,6	0,1P	0,1P	0,1P	4,0	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7966
7967	1,3	8,3	72,3	18,2	9,5	7,0	0,84	8	1062	185	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	5,0	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7967
7968	9,5	66,8	13,5	10,2	4,9	2,6	0,39	7	164	95	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	3,0	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7968
7969	2,6	73,9	17,7	5,8	3,4	1,9	0,15	13	59	275	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	7969
7970	9,5	14,4	57,7	18,5	7,5	3,5	0,43	6	298	370	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7970
7971	7,6	24,7	46,4	21,4	7,7	5,1	0,79	6	300	1510	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7971
7972	7,9	56,1	23,7	12,4	5,3	2,5	0,23	8	726	370	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	13,0	1,0P	0,0P	2,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	7972
8001	9,3	57,6	28,8	4,4	6,2	4,8	0,32	15	1474	182	16,7	7,0	0,1P	0,1P	9,7	6,6	0,1P	1,2	1,1	0,1P	0,5	0,1P	0,1P	8001
8002	1,4	51,2	35,7	11,7	6,2	4,3	0,48	9	216	434	5,6	5,6	0,1P	0,1P	0,1P	3,6	1,8	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	8002
8003	3,9	68,4	20,9	6,8	7,2	6,6	0,68	11	2244	116	6,3	1,5	0,1	0,1	2,6	5,2	0,8	0,1P	0,1P	0,1P	1,2	0,1P	0,1P	8003
8004	8,9	80,9	7,0	3,3	2,3	1,1	0,11	10	91	138	1,7	0,5	0,1P	0,1P	0,1	0,9	0,1P	0,1P	0,1P	0,1	0,5	0,1P	0,1P	8004
8005	5,3	60,2	28,0	6,6	10,0	8,9	0,97	16	121	495	1,2	1,2	0,1P	0,1P	0,1P	4,1	0,6	1,2	0,1P	0,1P	0,8	0,1P	0,1P	8005
8006	5,3	77,9	10,1	6,8	2,2	1,2	0,15	8	92	97	5,3	2,2	0,1P	0,1P	1,8	1,8	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	8006
8007	2,1	76,8	15,4	5,8	2,2	0,8	0,09	9	113	20	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8007
8008	0,8	87,2	5,7	5,8	2,2	1,8	0,09	13	186	10	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8008
8009	4,5	70,9	12,2	12,5	13,0	11,9	0,92	13	602	160	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8009
8010	0,8	54,0	43,4	1,8	5,3	4,9	0,53	10	1P	522	7,9	6,1	1,8	0,1P	0,1P	5,6	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,6	0,1P	0,1P	8010
8011	1,8	81,2	11,5	5,5	1,4	1,3	0,11	12	101	220	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8011
8101	3,5	64,0	18,1	14,4	2,3	1,4	0,17	8	590	200	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8101
8102	0,5	90,4	2,2	6,9	0,7	0,5	0,06	8	110	10P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8102
8103	1,1	59,4	14,2	25,4	2,2	1,5	0,18	8	330	110	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8103
8104	0,4	54,5	30,7	14,5	5,1	3,8	0,43	9	620	170	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	2,0	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8104
8105	0,6	91,5	2,6	5,3	0,4	0,2	0,04	6	50	10P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8105
8106	0,6	56,1	25,1	18,3	4,6	2,8	0,34	8	410	600	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8106
8107	27,8	45,9	15,8	10,5	4,6	2,3	0,29	8	630	20	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8107
8108	10,9	66,0	17,2	5,9	3,1	1,4	0,12	12	479	30	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	2,0	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8108
8109	5,5	46,6	45,5	2,5	4,7	3,3	0,34	10	230	330	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8109
8110	12,6	42,9	36,9	7,6	4,4	2,4	0,27	9	323	10P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8110
8111	1,3	63,3	31,4	5,2	8,3	7,5	0,69	11	229	920	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8111
8112	15,2	64,3	19,2	1,4	4,4	3,2	0,34	9	90	400	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8112
8113	15,5	64,1	15,9	4,5	3,6	1,9	0,23	8	110	30	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8113
8114	16,0	51,7	26,9	5,5	5,9	3,6	0,43	8	140	130	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8114
8115	2,6	63,3	26,2	7,9	3,1	1,2	0,14	9	130	10	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	0,0P	1,0P	1,0P	0,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	0,0P	8115

LÉGENDE

No. de station:

Ex.: 7901 où 79 est l'année d'échantillonnage et 01, le numéro de la station pour cette année.

Limite de détection:

Ex.: 0,1P ou P veut dire "PLUS PETIT QUE" et 0,1 représente la valeur de la limite de détection.

Description de certains paramètres:

La quantification des PCB est basée sur un mélange de standards: Arochlor 1242, 1254 et 1260, (1:1:1).

Provenance des analyses:

Laboratoires Capitaine Bernier (Environnement Canada): la granulométrie (gravier, sable, limon et argile), l'azote, le carbone et le mercure (N total, C total, C organique et Hg) pour toutes les stations.

Les PCB et les pesticides organochlorés pour les stations: 7901 à 7936, 7938, 7939, 7942, 7943, 7949, 7950, 7957, 7963, 7964, 7966, 7969, 8001 à 8006, 8010.

Novalab (laboratoire privé): les PCB et les pesticides organochlorés pour les stations: 7914, 7940, 7941, 7944 à 7948, 7951 à 7956, 7958 à 7962, 7965, 7967, 7968, 7970 à 7972, 8007 à 8009, 8011, 8101 à 8115.

Autre:

7970	5,5	14,9	57,7	18,9	7,9	5,5	0,45	8	298	370	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	7970
7971	7,6	24,7	46,4	21,4	7,7	5,1	0,79	6	300	1510	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	7971
7972	7,9	56,1	23,7	12,4	5,3	2,5	0,33	8	704	370	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	13,0	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	7972
8001	9,3	57,6	28,8	4,4	6,2	4,8	0,32	15	1474	182	16,7	7,0	0,1P	0,1P	9,7	6,6	0,1P	1,2	1,1	0,1P	0,5	0,1P	0,1P	8001
8002	1,4	51,2	35,7	11,7	6,3	4,3	0,49	9	210	434	5,6	5,6	0,1P	0,1P	0,1P	3,6	1,8	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	8002
8003	3,9	68,4	20,9	6,8	7,2	6,6	0,58	11	1243	116	6,3	1,6	1,1	1,1	2,5	5,3	0,8	0,1P	0,1P	0,1P	1,2	0,1P	0,1P	8003
8004	8,9	80,9	7,0	3,3	2,3	1,1	0,11	10	84	138	1,7	0,6	0,1P	0,1P	1,1	0,9	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,5	0,1P	0,1P	8004
8005	5,3	60,2	28,0	6,6	10,0	8,9	0,57	16	121	495	1,2	1,2	0,1P	0,1P	0,1P	4,1	0,6	1,2	0,1P	0,1P	0,8	0,1P	0,1P	8005
8006	5,3	77,9	10,1	6,8	2,2	1,2	0,15	8	82	97	5,3	3,5	0,1P	0,1P	1,8	1,8	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	8006
8007	2,1	76,8	15,4	5,8	2,3	0,8	0,09	9	113	20	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8007
8008	0,4	87,7	5,7	5,8	2,2	1,0	0,09	13	184	10	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8008
8009	4,5	70,9	12,2	12,5	13,0	11,9	0,92	13	502	160	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8009
8010	9,8	54,0	43,4	1,8	6,3	4,9	0,50	10	1P	522	7,9	6,1	1,8	0,1P	0,1P	5,6	0,1P	0,1P	0,1P	0,1P	0,6	0,1P	0,1P	8010
8011	1,8	81,2	11,5	5,5	1,4	1,3	0,11	12	101	220	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8011
8101	3,5	64,0	18,1	14,4	2,3	1,4	0,17	8	590	200	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8101
8102	0,5	90,4	2,2	6,9	0,7	0,5	0,06	8	110	10P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8102
8103	1,1	59,4	14,2	25,4	2,2	1,5	0,18	8	330	110	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8103
8104	0,4	54,5	30,7	14,5	5,1	3,8	0,43	9	620	170	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	2,0	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8104
8105	0,6	91,5	2,6	5,3	0,4	0,2	0,04	6	50	10P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8105
8106	0,6	56,1	25,1	18,3	4,6	2,8	0,34	8	410	600	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8106
8107	27,8	45,9	15,8	10,5	4,6	2,3	0,28	8	630	20	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8107
8108	10,9	66,0	17,2	5,9	3,1	1,4	0,12	12	470	30	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	2,0	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8108
8109	5,5	46,6	45,5	2,5	4,7	3,3	0,34	10	230	330	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8109
8110	12,6	42,9	36,9	7,6	4,4	2,4	0,27	9	320	10P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8110
8111	1,3	63,3	31,4	5,2	8,3	7,5	0,69	11	230	920	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8111
8112	15,2	64,3	19,2	1,4	4,4	3,2	0,34	9	99	400	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8112
8113	15,5	64,1	15,9	4,5	3,4	1,9	0,23	8	110	30	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8113
8114	16,0	51,7	26,9	5,5	5,9	3,6	0,43	8	140	130	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8114
8115	2,6	63,3	26,2	7,9	3,1	1,2	0,14	9	130	10	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	5,0P	1,0P	1,0P	5,0P	1,0P	2,0P	1,0P	1,0P	50,0P	8115

LÉGENDE

No. de station:

Ex.: 7901 où 79 est l'année d'échantillonnage et 01, le numéro de la station pour cette année.

Limite de détection:

Ex.: 0,1P ou P veut dire "PLUS PETIT QUE" et 0,1 représente la valeur de la limite de détection.

Description de certains paramètres:

La quantification des PCB est basée sur un mélange de standards: Arochlor 1242, 1254 et 1260, (1:1:1).

Le DDT total comprend: p,p'-DDE, p,p'-DDD, o,p'-DDT et le p,p'-DDT.

Le chlordane total comprend: cis-chlordane et le trans-chlordane.

L'heptachlore total comprend: l'heptachlore et l'époxide d'heptachlore.

L'HCB est l'hexachlorobenzène.

LE BHC total comprend les isomères de l'hexachlorocyclohexane: α-BHC; β-BHC, γ-BHC (lindane), δ-BHC.

Provenance des analyses:

Laboratoires Capitaine Bernier (Environnement Canada): la granulométrie (gravier, sable, limon et argile), l'azote, le carbone et le mercure (N total, C total, C organique et Hg) pour toutes les stations.

Les PCB et les pesticides organochlorés pour les stations: 7901 à 7936, 7938, 7939, 7942, 7943, 7949, 7950, 7957, 7963, 7964, 7966, 7969, 8001 à 8006, 8010.

Novalab (laboratoire privé): les PCB et les pesticides organochlorés pour les stations: 7914, 7940, 7941, 7944 à 7948, 7951 à 7956, 7958 à 7962, 7965, 7967, 7968, 7970 à 7972, 8007 à 8009, 8011, 8101 à 8115.

Autre:

-1 ou -1,0 signifie qu'aucune analyse a été effectuée (échantillon insuffisant).

MAPS NOT

FILMED

CARTES

OMISES